

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

EFFETS DE LA CONFIGURATION DE LA FORÊT RÉSIDUELLE DANS LES
AGGLOMÉRATIONS DE COUPES SUR L'AVIFAUNE EN FORÊT BORÉALE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

GENEVIÈVE POTVIN

JANVIER 2015

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier mon directeur de recherche Pierre Drapeau, ainsi que mon codirecteur Louis Imbeau, pour leur disponibilité et pour leur aide avec mes analyses statistiques et l'interprétation des résultats. Votre aide fut très appréciée.

Je tiens ensuite à remercier les membres et professionnels du CEF, particulièrement Mélanie Desrochers, Alain Leduc, Daniel Lesieur et Marc Mazerolle, pour leur disponibilité, leurs conseils, leur aide et leurs grandes connaissances sur leurs champs respectifs. Je tiens également à remercier Maude Perrault-Hébert, Yann Boucher et Richard Fournier pour le traitement et la classification de l'image satellitaire Landsat TM7 2010 dans le secteur du lac Péribonka dans le cadre du projet #12310086 du MRN.

J'aimerais aussi remercier les assistants de terrain, soit Don-Jean Léandri Breton, Valérie Guèvremont, Maxime Carbonneau, Fanny Senez Gagnon, Marie-Hélène Haché et Chantal Cloutier pour avoir rendu ces deux étés de terrain super agréables et pour votre rigueur scientifique.

Finalement, merci aux membres du labo Drapeau pour votre aide et pour toutes nos discussions intéressantes. Merci donc à Delphine, Chantal, Philippe, Anne, Simon, Maxime, Tyler, Antoine, Nathalie et Carine.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
RÉSUMÉ	xiii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
Fragmentation de l'habitat	1
Cadres théoriques de la fragmentation de l'habitat	2
Fragmentation des forêts par l'aménagement forestier	4
Aménagement forestier au Québec.....	5
Espèces du groupe focal	6
Objectifs de l'étude.....	7
CHAPITRE I	
EFFETS DE LA CONFIGURATION DE LA FORÊT RÉSIDUELLE DES AGGLOMÉRATIONS DE COUPES SUR L'AVIFAUNE EN FORÊT BORÉALE	
1.1 Résumé	11
1.2 Introduction.....	12
1.3 Méthodes.....	155
1.3.1 Aire d'étude.....	155
1.3.2 Plan d'échantillonnage	166
1.3.3 Méthodes d'échantillonnage des oiseaux forestiers	177
1.3.4 Variables mesurées.....	19
1.3.5 Analyses statistiques	22
1.4 Résultats.....	277
1.4.1 Structure et composition de la végétation au sein des habitats	277
1.4.2 Connectivité du paysage.....	277
1.4.3 Analyses par sélection de modèles.....	28

1.5	Discussion.....	30
1.5.1	Groupe focal d'espèces aviaires.....	30
1.5.2	Indice de l'activité reproductrice: abondance des groupes familiaux.....	366
1.5.3	Conclusion.....	366
1.6	Références du chapitre 1.....	38
	CONCLUSION GÉNÉRALE.....	73
	Importance de la forêt résiduelle des agglomérations de coupes	74
	Autres espèces indicatrices de l'altération des paysages forestiers.....	74
	Études futures	75
	Références pour l'introduction générale et la conclusion générale	77

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1	Carte de l'aire d'étude montrant la localisation des sites. 49
1.2	Régression linéaire simple de la distance effective (km) en fonction de la distance euclidienne (km) entre les sites et la bordure des massifs forestiers les plus près de A) $\geq 30 \text{ km}^2$ et B) $\geq 5 \text{ km}^2$. La ligne noire représente la pente de la régression et la bande grise représente l'intervalle de confiance (95%). n=193. 50
1.3	Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de A) la richesse spécifique du groupe focal d'espèces (n=193) et de l'abondance des groupes familiaux (n=59) B) du Grimpereau brun, C) de la Sittelle à poitrine rousse et D) du Roitelet à couronne dorée en fonction de la forme des habitats. Les barres d'erreurs représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). 51
1.4	Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de A) la richesse spécifique du groupe focal d'espèces (n=193) et de l'abondance des groupes familiaux (n=59) B) du Grimpereau brun, C) de la Sittelle à poitrine rousse et D) du Roitelet à couronne dorée en fonction de la distance aux massifs forestiers. La variable représentant la distance aux massifs forestiers pour chaque analyse est présentée aux tableaux A.1 et A.2. La ligne pleine représente les valeurs prédites et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). 52
1.5	Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de la richesse spécifique du groupe d'espèces focales en fonction de la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans un rayon concentrique de 75 m (ha) (STM*SFR). La ligne pleine représente la valeur prédite et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). n=193. 53

- 1.6 Prédiction de modèles pondérés d'occupation de sites à une saison de la probabilité d'occupation de (A) le Grimpereau brun en fonction de la surface terrière d'arbres vivants et morts de 20 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans le rayon de 75 m (ha); (B) la Grive à dos olive en fonction de la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans un rayon concentrique de 75 m (ha) et (C) le Roitelet à couronne dorée en fonction de la surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans le rayon de 75 m (ha). Les lignes pleines représentent les valeurs prédites et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). $n=193$ 54
- 1.7 Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de l'abondance des groupes familiaux de Roitelet à couronne dorée en fonction de la surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans un rayon de 30 m du transect (ha). La ligne pleine représente les valeurs prédites et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). $n=59$ 55

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1	Nombre de sites situés dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes selon leur forme et leur taille ainsi que leur distance aux massifs forestiers ($\geq 30 \text{ km}^2$). 56
1.2	Description de l'écologie des espèces du groupe focal 57
1.3	Description des variables explicatives 59
1.4	Description des variables mesurées au moyen des données géospatiales (cartes écoforestières du troisième décénal et image LandsatTM-2010 classifiée). Les variables sont décrites au tableau 1.3..... 60
1.5	Liste des modèles candidats. Les variables sont décrites au tableau 1.3. 61
1.6	Occurrence, probabilité d'occupation, probabilité de détection et coefficient de surdispersion des espèces du groupe focal, des prédateurs et des groupes familiaux. 62
1.7	Comparaison de la structure et de la composition de la végétation (moyenne \pm écart-type) entre les différents types d'habitats (séparateurs de coupe, îlots $< 15 \text{ ha}$, îlots $\geq 15 \text{ ha}$ et massifs forestiers $\geq 30 \text{ km}^2$) avec des ANOVA par permutations à un critère de classification et des tests post-hocs par permutations basés sur des comparaisons par paires. 63
1.8	Résultats des 5 meilleurs modèles d'occupation de sites à une saison pour les espèces du groupe focal et les prédateurs et des 5 meilleurs modèles linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson pour la richesse spécifique du groupe focal et les groupes familiaux. Les modèles réfèrent à ceux décrits au tableau 1.5. 64
1.9	Valeurs prédites (β) des variables explicatives et leur erreur-type inconditionnelle (SE) pour la richesse spécifique du groupe focal, les espèces du groupe focal, les prédateurs et les groupes familiaux. Les variables en gras représentent celles dont l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas le zéro. Les variables sont décrites au tableau 1.3. 66

1.10	Valeurs prédites (β) des variables de détection et leur erreur-type inconditionnelle (SE) pour les espèces du groupe focal et les prédateurs. Les variables en gras représentent celles dont l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas le zéro.	67
A.1	Sélection de variables parmi les groupes de variables fortement corrélées, par la méthode de la sélection de modèles (<i>AICc</i>), pour la richesse spécifique et les espèces du groupe focal et les prédateurs. Les variables en caractère gras sont retenues pour représenter le groupe de variables dans les modèles.	68
A.2	Sélection de variables parmi les groupes de variables fortement corrélées, par la méthode de la sélection de modèles (<i>AICc</i>) pour les groupes familiaux. Les variables en caractère gras sont retenues pour représenter le groupe de variables dans les modèles.	70
A.3	Sélection de variables de détection des modèles d'occupation de sites à une saison par la méthode de la sélection de modèles (<i>AICc</i>) pour les espèces du groupe focal et les prédateurs. Les modèles en caractère gras ont été sélectionnés.	71

RÉSUMÉ

La fragmentation du paysage par les grandes agglomérations de coupes a entraîné une diminution des forêts âgées, une raréfaction des grands massifs forestiers et une homogénéisation de la configuration de la forêt résiduelle sous forme linéaire. Les objectifs de l'étude sont d'évaluer les effets de la forme et de la taille des habitats résiduels de grandes agglomérations de coupes (séparateurs de coupe ou îlots forestiers) ainsi que leur isolement (distance aux grands massifs forestiers) sur un groupe focal de 8 espèces aviaires spécialistes d'attributs des forêts âgées (Grimpereau brun, Grive à dos olive, Mésange à tête brune, Pic à dos noir, Pic à dos rayé, Roitelet à couronne dorée, Sittelle à poitrine rousse, Troglodyte des forêts). Nous avons mesuré l'occurrence des espèces du groupe focal dans 193 sites situés dans des habitats résiduels d'agglomérations de coupes ainsi que dans des massifs forestiers ($\geq 30\text{km}^2$), au nord du Saguenay-Lac-Saint-Jean au cours des étés 2011 et 2012. Puisque les espèces n'occupent pas toujours un habitat de qualité, nous avons également évalué ces objectifs sur un indice de l'activité reproductrice des espèces du groupe focal, soit l'abondance de groupes familiaux pour 5 des espèces du groupe focal dans un sous-échantillon de 59 sites. Des analyses par sélection de modèles avec le critère d'information d'Aikaike ont été effectuées sur la richesse spécifique (modèles linéaires mixtes généralisés) et l'occurrence de chaque espèce du groupe focal (modèle d'occupation de sites à une saison) ainsi que sur l'abondance de chaque espèce des groupes familiaux (modèles linéaires mixtes généralisés). Les résultats de cette étude montrent que la forme et la taille des habitats résiduels ainsi que leur distance aux massifs forestiers ne semblent pas contraindre l'occupation des habitats résiduels des paysages aménagés ou leur activité reproductrice. L'occupation des habitats résiduels des espèces d'oiseaux associées aux forêts âgées et l'abondance de leurs groupes familiaux sont davantage influencées par la quantité d'attributs structurels de la végétation à l'échelle locale. En conclusion, une stratégie de rétention qui combine massifs de forêts et habitats résiduels à l'intérieur du spectre de distance analysé dans cette étude paraît prometteuse pour le maintien des populations d'oiseaux associés aux forêts âgées dans les paysages aménagés.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Fragmentation de l'habitat

La fragmentation et la perte d'habitats sont considérées parmi les premières causes d'atteinte à la diversité faunique mondiale (Pimm et Raven 2000, Foley et al. 2005). La perte d'habitats peut entraîner une baisse des populations directement en diminuant la quantité de ressources nécessaires au cycle de vie d'une espèce et indirectement en influençant des processus tels l'attraction conspécifique, la prédation et la compétition (Robinson et al. 1995, Fischer et Lindenmayer 2007, Fletcher 2009). La fragmentation de l'habitat, soit le morcellement de l'habitat en plusieurs petites parcelles (Andrén 1994, Fahrig 2003), peut également entraîner une baisse des populations par divers processus. Par exemple, la fragmentation de l'habitat peut limiter les mouvements entre les parcelles d'habitats (Desrochers et Hannon 1997, van der Ree et al. 2003, Bakker et Van Vuren 2004), diminuer la probabilité d'appariement dans les parcelles de petite taille (Gibbs et Faaborg 1990, Villard et al. 1993, Bayne et Hobson 2001), limiter le flux génique via une baisse de connectivité fonctionnelle entre les populations (Vandergast et al. 2007, Pavlacky et al. 2012), ainsi qu'augmenter la prédation dans les habitats de bordure (Flaspohler et al. 2001, Manolis et al. 2002).

Jusqu'à présent, la plupart des études empiriques qui ont tenté de distinguer entre les effets de la perte et de la fragmentation de l'habitat ont observé que c'est la perte de l'habitat qui affecte plus la faune (Trzcinski et al. 1999, Fahrig 2013). Cependant, il peut être difficile de distinguer entre leurs effets respectifs puisque les habitats les plus fragmentés se trouvent généralement dans des paysages avec peu d'habitats, donc ces variables sont souvent fortement corrélées (Koper et al. 2007, Smith et al. 2009). Afin

d'évaluer les effets de la fragmentation des habitats sur la faune, il est nécessaire de déterminer comment mesurer la configuration des habitats fragmentés.

Cadres théoriques de la fragmentation de l'habitat

Divers modèles ont été établis pour mesurer les effets de la fragmentation de l'habitat sur la faune depuis qu'on a commencé à s'intéresser à ce phénomène, vers les années 1960 (Haila 2002). Le premier modèle sur la fragmentation de l'habitat a été fondé à partir du cadre théorique de la biogéographie insulaire de MacArthur et Wilson (1967). Ce modèle stipule que le nombre d'espèces présentes sur une île est le résultat d'un équilibre dynamique entre l'extinction d'espèces sur l'île et la colonisation de l'île à partir d'espèces provenant du continent. Ce nombre d'espèces, où la richesse à l'équilibre, dépend de la taille de l'île et de son degré d'isolement par rapport au continent. Les premières études sur la fragmentation de l'habitat utilisant ce cadre théorique se basaient sur le fait que les habitats fragmentés et continus en milieu continental peuvent interagir de la même manière que les îles et les continents (Vuilleumier 1970, Simberloff 1974, Whitcomb et al. 1977). Par contre, l'application de ce cadre théorique aux études de la fragmentation de l'habitat a été critiquée puisque plusieurs de ses prémisses ne sont pas réalistes selon les connaissances acquises sur la biologie des espèces fauniques (Simberloff et Abele 1976, Wiens 1995, Haila 2002). Par exemple, ce cadre théorique suppose que les conditions environnementales à l'intérieur des îles ou des habitats fragmentés sont homogènes. De plus, la matrice dans laquelle l'habitat fragmenté se trouve n'est souvent pas aussi hostile aux mouvements des organismes que le sont les océans (Wiens 1995, Andrén et al. 1997, Mönkkönen et Reunanen 1999). Finalement, ce modèle ne considère pas la différence entre les traits d'histoire de vie des différentes espèces, dont leur capacité à se disperser et leur association à des attributs de structure ou la composition des peuplements et des paysages (Wiens 1989, Blondel 1995).

D'autres modèles permettant de mesurer les effets de la fragmentation de l'habitat sont basés sur le cadre théorique des métapopulations (Levins 1969, Hanski et Gilpin 1991). Ce cadre théorique prévoit que l'ensemble des sous-populations d'un système (métapopulation) serait maintenu par un équilibre dynamique entre l'ensemble des extinctions et des colonisations locales des individus provenant d'autres sous-populations. Appliqués aux habitats fragmentés, les modèles de métapopulation prévoient que les parcelles d'habitats fragmentées contiennent une sous-population dont le maintien dépend de colonisateurs provenant des autres parcelles d'habitat (Hanski et Ovaskainen 2000, Hanski et Ovaskainen 2003). Bien que certains chercheurs aient montré que ces modèles peuvent expliquer la dynamique démographique de quelques espèces fauniques dans les habitats fragmentés (Hanski 2004, Guivier et al. 2011), ces modèles semblent être plus applicables aux organismes les moins mobiles (Baguette 2004). Donc, pour des espèces plus mobiles telles les oiseaux et les grands mammifères, il est moins réaliste de supposer que les parcelles fragmentées contiennent une sous-population spatialement isolée des autres sous-populations, particulièrement lorsque les parcelles sont de petites tailles et relativement près les unes des autres (Harrisson et al. 2012, Amos et al. 2014).

Au cours des deux dernières décennies, les études de la fragmentation de l'habitat se sont recentrées sur de nouveaux domaines d'études, soit l'écologie du paysage et la génétique du paysage (Forman et Godron 1981, Turner 1989, Manel et al. 2003). Ces domaines d'études émanent notamment de l'acceptation de l'hétérogénéité environnementale et du rôle de la stochasticité dans les processus écologiques et démographiques (Blondel 1995, Haila 2002). Dans le contexte de la fragmentation de l'habitat, les études de l'écologie du paysage évaluent les effets de la perte d'habitat, de l'arrangement spatial de l'habitat résiduel et du contexte de la matrice sur les organismes (Wiens 1989, Wiens 1995, Haila 2002). Ainsi, les chercheurs étudient quels sont les processus écologiques impliqués dans la variation de la démographie des espèces et quelles sont les échelles spatiales et temporelles auxquelles ces processus

écologiques agissent. Les études de la génétique du paysage évaluent comment la variation génétique est influencée par la structure du paysage en plus d'évaluer l'impact de la fragmentation de l'habitat sur le flux génique (Manel et al. 2003, Segelbacher et al. 2010). Les études de la génétique du paysage peuvent se faire au niveau des individus, donc ces études ne supposent pas nécessairement que les populations soient spatialement structurées (Manel et al. 2005, Anderson et al. 2010).

Un autre cadre théorique, les échantillons aléatoires (*random samples*), prévoit que le nombre d'espèces présentes sur une île ou sur une parcelle d'habitat fragmenté n'est qu'un échantillon aléatoire de l'ensemble des espèces colonisatrices présentes sur le territoire (Connor et McCoy 1979, Haila 1983, Haila et al. 1993). Le nombre d'espèces serait donc indirectement lié à la taille des habitats selon le nombre d'individus présents. En effet, les habitats de grande taille contiennent plus d'individus, et plus il y a d'individus présents dans un habitat, plus il y a de chance qu'ils appartiennent à plusieurs espèces (Haila 1983). Ce cadre théorique sert souvent d'hypothèse nulle aux effets de la fragmentation des habitats puisqu'il n'implique aucun processus écologique dans la relation entre la taille d'une île ou d'un habitat fragmenté et le nombre d'espèces présentes (Connor et McCoy 1979).

Fragmentation des forêts par l'aménagement forestier

La foresterie est une cause importante de la perte de l'habitat pour les espèces au niveau mondial (Helle 1985, Imbeau et al. 2001). Le fait de maintenir une proportion de forêts résiduelles dans les territoires aménagés peut cependant permettre d'atténuer ces effets. Par contre, la forêt résiduelle des territoires aménagés est souvent très fragmentée et peut donc compromettre sa fonction de maintien de la biodiversité. Par ailleurs, les processus écologiques et démographiques liés à la fragmentation des habitats dans les systèmes aménagés peuvent différer des processus dans les systèmes où la perte d'habitats est accompagnée de la conversion des terres en un autre type d'usage. En effet, dans les systèmes aménagés la matrice récoltée évolue au cours du temps avec la

régénération des aires perturbées. De plus, lorsque la régénération atteint une certaine hauteur, la matrice perturbée ne sera plus autant hostile aux mouvements des organismes qui sont associés aux forêts (Machtans et al. 1996, Robichaud et al. 2002), et cette dernière au fil du temps pourra même de nouveau constituer un habitat propice pour les organismes. Cependant, avant que la régénération ait atteint une hauteur qui la rende plus perméable pour les organismes, les paysages peuvent être considérés de manière binaire en habitats résiduels propices enclavés dans une matrice hostile. Pour les systèmes forestiers où la croissance végétale est plus lente, telle la pessière à mousses (Leroy 2014), cette période pourrait être suffisamment longue pour que les organismes soient affectés par la fragmentation de leurs habitats. Ces effets peuvent être accentués par le fait que l'aménagement forestier est généralement effectué sur de grands territoires dans lesquels il reste peu de forêts résiduelles (Cyr et al. 2009, Favorel 2015). La présente étude s'intéresse aux effets de la configuration de la forêt résiduelle des agglomérations de coupes en forêt boréale, plus particulièrement en pessière à mousses de l'est du Québec, sur un groupe focal d'espèces aviaires inféodées aux forêts âgées.

Aménagement forestier au Québec

La gestion des forêts publiques au Québec est présentement régie par la loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, qui est entrée en vigueur le 1^{er} avril 2013 (Gouvernement du Québec 2014a). Ce projet de loi vise à aménager la forêt de manière durable en se basant sur un aménagement écosystémique et sur une gestion intégrée et régionalisée des ressources (Gouvernement du Québec 2014a). L'aménagement écosystémique de la forêt vise à diminuer les écarts entre la forêt naturelle et la forêt aménagée en vue de maintenir les écosystèmes sains et résilients (Gauthier et al. 2008). Les principaux enjeux ciblés pour parvenir à un aménagement écosystémique dépendent de la région géographique. Dans le cas de la pessière à mousses de l'est du Québec, les principaux enjeux écologiques sont la diminution de la forêt âgée, la raréfaction des grands massifs forestiers, l'homogénéisation de la

configuration des paysages, la simplification de la structure interne des peuplements et la raréfaction du bois mort (Perron 2003, De Grandpré et al. 2008).

Une des étapes pour parvenir à un aménagement durable des forêts serait d'évaluer si les principaux enjeux écologiques circonscrits affectent la biodiversité, qui est un élément essentiel à la viabilité des écosystèmes (Kneeshaw et al. 2000, Gauthier et al. 2008, Drapeau et al. 2009). Par contre, puisque l'obtention de données sur toutes les espèces d'un écosystème n'est pas réaliste, il a été proposé de travailler avec des espèces indicatrices de l'altération des systèmes forestiers (Roberge et Angelstam 2009, Villard et Jonsson 2009). Cette étude se sert des oiseaux associés à la forêt âgée comme groupe d'espèces indicatrices, puisque ces organismes interagissent avec l'environnement à plusieurs échelles spatiales, dont celles concernées par les enjeux écologiques mentionnés auparavant (Drapeau et al. 2008, Dolman 2012).

Espèces du groupe focal

Cette étude portera sur un groupe de 8 espèces aviaires associées aux forêts âgées, autant pour leur reproduction que pour leur alimentation, et qui nichent dans notre aire d'étude. Ces espèces sont le Grimpereau brun (*Certhia americana*), la Grive à dos olive (*Catharus ustulatus*), la Mésange à tête brune (*Parus hudsonicus*), le Pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*), le Pic à dos noir (*Picoides articus*), la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) et le Troglodyte des forêts (*Troglodytes hiemalis*). Ces espèces ont été sélectionnées en raison de leur réponse appréhendée aux effets de la perte et la fragmentation des forêts par les agglomérations de coupes (Imbeau et al. 2001, Schmiegelow et Mönkönnen 2002, Drapeau et al. 2003). D'abord, ce sont des espèces spécialistes des forêts âgées, et ce sont ces forêts qui sont principalement ciblées par l'aménagement forestier actuel (Bergeron et al. 2002). De plus, ces espèces ont des traits d'histoire de vie qui sont associés à des attributs que l'on retrouve principalement dans les forêts âgées, tels des arbres de gros diamètres, du bois mort, des débris ligneux ou un couvert forestier fermé

(Drapeau et al. 2008). Malgré le fait que ces espèces soient associées à différents attributs des forêts âgées, elles devraient toutes répondre d'une manière semblable à la configuration des habitats résiduels âgés puisque les effets de la fragmentation de l'habitat sont davantage perceptibles à l'échelle de la parcelle d'habitat ou du paysage qu'au niveau de la structure interne des peuplements forestiers.

Objectifs de l'étude

Le but de la présente étude est de recenser les effets de la configuration de la forêt résiduelle dans les territoires aménagés sur les espèces aviaires en forêt boréale de l'est du Canada. Puisque les forêts âgées sont en diminution dans les paysages aménagés (Bergeron et al. 1999, Cyr et al. 2009) et que les espèces y étant associées seraient les plus sensibles à l'altération des paysages forestiers (Imbeau et al. 2001), cette étude évaluera ces objectifs sur un groupe focal d'espèces aviaires inféodées aux forêts âgées. En forêt boréale québécoise, la forêt résiduelle des territoires aménagés est principalement maintenue sous forme de bandes riveraines en bordure des cours d'eau, de séparateurs de coupe entre les coupes et d'îlots sur les pentes abruptes. Les objectifs de cette étude sont donc d'évaluer les effets de la forme et de la taille des habitats résiduels et de leur distance aux massifs forestiers sur un groupe focal d'espèces aviaires inféodées aux forêts âgées. Nos prévisions sont que 1) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels sous forme d'îlots que de séparateurs de coupe; 2) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels plus leur taille est grande et 3) les espèces du groupe focal occuperont d'avantage les habitats résiduels situés près des massifs forestiers.

Puisque les espèces n'occupent pas toujours un habitat de qualité (Johnson 2007, Fuller 2012), nous avons également évalué ces objectifs au moyen d'un indice de l'activité reproductrice des espèces du groupe focal, soit l'abondance de groupes familiaux à la fin du cycle de reproduction (Budford et Capen 1999). De plus, puisque l'occupation de l'habitat résulte de processus écologiques agissant à plusieurs échelles spatiales,

nous avons également mesuré la réponse du groupe d'espèces focales à des variables des échelles locales et du paysage afin de contrôler pour leurs effets respectifs. Finalement, nous avons mesuré la réponse des deux prédateurs principaux de l'aire d'étude, soit le Mésangeai du Canada (*Perisoreus canadensis*) et l'Écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) aux mêmes variables de l'habitat afin d'évaluer s'ils pourraient potentiellement influencer l'occupation de l'habitat des espèces du groupe focal en étant plus présent lorsque l'habitat est plus fragmenté.

CHAPITRE I

EFFETS DE LA CONFIGURATION DE LA FORÊT RÉSIDUELLE DANS LES AGGLOMÉRATIONS DE COUPES SUR L'AVIFAUNE EN FORÊT BORÉALE

Geneviève Potvin^{1,2}, Pierre Drapeau^{1,2} et Louis Imbeau^{2,3}

¹Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale Centre Ville, Montréal, Qc, Canada, H3P 3P8.

²Centre d'étude de la forêt, Département des sciences biologiques, U Université du Québec à Montréal, Département des Sciences Biologiques, CP 8888, Succursale Centre Ville, Montréal, Qc, Canada, H3P 3P8.

³Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en Aménagement Forestier Durable, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Département des Sciences Appliquées, 445 boulevard de l'université, Rouyn-Noranda, Qc, Canada, J9X 5E4.

1.1 Résumé

La fragmentation des paysages forestiers par les grandes agglomérations de coupes a entraîné la diminution des forêts âgées, la raréfaction des grands massifs forestiers et l'homogénéisation de la configuration de la forêt résiduelle sous forme linéaire. Les objectifs de l'étude sont d'évaluer les effets de la forme et de la taille des habitats résiduels de grandes agglomérations de coupes (séparateurs de coupe ou îlots forestiers) ainsi que leur isolement (distance aux grands massifs forestiers) sur un groupe focal de 8 espèces aviaires spécialistes d'attributs des forêts âgées (Grimpereau brun, Grive à dos olive, Mésange à tête brune, Pic à dos noir, Pic à dos rayé, Roitelet à couronne dorée, Sittelle à poitrine rousse, Troglodyte des forêts). Nous avons mesuré l'occurrence des espèces du groupe focal dans 193 sites ainsi que l'abondance des groupes familiaux de 5 de ces espèces dans un sous-échantillon de 59 sites. Les résultats montrent que la forme et la taille des habitats résiduels ainsi que leur distance aux massifs forestiers ne semblent pas contraindre l'occupation des habitats résiduels des paysages aménagés ou l'activité reproductrice des espèces du groupe focal. L'occupation des habitats résiduels des espèces d'oiseaux associées aux forêts âgées et l'abondance de leurs groupes familiaux sont davantage influencées par la quantité d'attributs structuels de la végétation à l'échelle locale. En conclusion, une stratégie de rétention qui combine massifs de forêts et habitats résiduels à l'intérieur du spectre de distance analysé dans cette étude paraît prometteuse pour le maintien des populations d'oiseaux associés aux forêts âgées dans les paysages aménagés.

Mots clés : *Fragmentation de l'habitat, avifaune associée aux forêts âgées, forêt résiduelle, massifs forestiers, occupation de l'habitat, groupes familiaux.*

1.2 Introduction

Une des causes majeures du déclin des populations des espèces aviaires forestières est la perte et la fragmentation de leurs habitats (Helle 1985, Robbins et al. 1989, Rappole 1996). La perte d'habitats peut affecter les espèces directement selon la disponibilité des ressources (mesuré par la superficie d'habitats : Imbeau et Desrochers 2002b, Schmiegelow et Mönkkönen 2002); et indirectement selon divers processus écologiques tels une augmentation de la pression de prédation suivant l'augmentation d'un autre type d'habitat (Andrén 1992, Donovan et al. 1995, Robinson et al. 1995) ou l'attraction conspécifique (Fletcher 2006, Fletcher 2009). L'arrangement spatial des habitats résiduels peut également affecter les processus écologiques, tels l'évitement à se disperser vers des habitats isolés (Desrochers et Hannon 1997, Jansson et Angelstam 1999, Bélisle et Desrochers 2002), la diminution du succès d'appariement dans les habitats de petite taille (Gibbs et Faaborg 1990, Villard et al. 1993, Bayne et Hobson 2001) et l'augmentation de la prédation dans les habitats de bordure (Flaspohler et al. 2001, Manolis et al. 2002).

La foresterie est une cause importante de la perte de l'habitat pour les espèces forestières (Helle 1985, Imbeau et al. 2001). Le fait de maintenir une proportion de forêts résiduelles dans les territoires aménagés peut cependant permettre d'atténuer ces effets. Cette forêt résiduelle peut assurer plusieurs fonctions écologiques tels une disponibilité de ressources pour l'alimentation ou pour la reproduction des espèces forestières, une connectivité de l'habitat, un couvert de protection pour les cours d'eau, un rôle de legs biologiques et de régénération pour la végétation (Franklin et al. 1997, Cissel et al. 1999, Tittler et al. 2001, Serrouya et D'Eon 2005). Cependant, la forêt résiduelle des territoires aménagés est souvent très fragmentée ce qui peut compromettre sa fonction de maintien de la biodiversité. La quantité et l'arrangement spatial de la forêt résiduelle peuvent ainsi affecter les oiseaux associés aux forêts.

Les processus écologiques influençant l'occupation de l'habitat diffèrent selon la région géographique et le contexte de la matrice dans laquelle sont enclavés les habitats propices pour une espèce (Andrén et al. 1997, Villard 2002). En forêt boréale aménagée, les espèces aviaires semblent être moins affectées par les processus écologiques liés à la configuration de l'habitat que dans d'autres régions géographiques (Drapeau et al. 2000, Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Premièrement, il se peut que ce soit dû au fait que les paysages boréaux aménagés soient dynamiques. Contrairement à des paysages transformés par l'agriculture, les terres ne sont pas converties en un autre usage et la matrice récoltée évolue au cours du temps avec la régénération des aires perturbées. Donc, lorsque la régénération atteint une certaine hauteur, la matrice perturbée ne sera plus autant hostile aux mouvements des organismes qui sont associés aux forêts (Machtans et al. 1996, Robichaud et al. 2002), et cette dernière au fil du temps pourra même éventuellement de nouveau constituer un habitat propice. Deuxièmement, la pression de prédation et de parasitisme semble être plus importante en forêt tempérée, particulièrement lorsque la matrice est agricole (Bayne et Hobson 1997, Ibarzabal et Desrochers 2001, Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Troisièmement, il se peut que les espèces ne répondent pas autant à la fragmentation de leurs habitats puisqu'elles ont évolué dans un fort régime de perturbations, dont le feu et les épidémies d'insectes, et qu'elles soient ainsi plus résilientes face aux perturbations anthropiques. Quatrièmement, dans le contexte où la récolte forestière en forêt boréale nord-américaine n'a pas encore résulté en une première récolte extensive de l'ensemble du territoire, les grandes agglomérations de coupe sont souvent adjacentes à des massifs de forêts non récoltées (Drapeau et al. 2000). Les massifs forestiers peuvent jouer un rôle important dans la dynamique des populations d'oiseaux forestiers en favorisant l'occupation des habitats résiduels des agglomérations de coupes et ce notamment si ces derniers sont localisés à des distances plus faibles qu'à des distances éloignées des massifs (Kouki et Väänänen 2000, Nol et al. 2005). Finalement, la forêt résiduelle maintenue sous forme de réseaux linéaires, soit les bandes riveraines et les séparateurs de coupe au Québec, peut assurer la connectivité

du système malgré le fait que ce soit de grandes étendues de forêt qui soient récoltées (Drapeau et al. 2009a, Favorel 2015).

La présente étude évalue les effets de la configuration de la forêt résiduelle dans les territoires aménagés sur les espèces aviaires en forêt boréale de l'est du Canada. Puisque les forêts âgées (> 100 ans) sont en diminution dans les paysages aménagés (Bergeron et al. 1999, Cyr et al. 2009) et que les espèces y étant associées seraient les plus sensibles à l'altération des paysages forestiers (Imbeau et al. 2001); cette étude évaluera ces effets sur un groupe focal d'espèces aviaires inféodées aux forêts âgées. En forêt boréale québécoise, la forêt résiduelle des territoires aménagés est principalement maintenue sous forme de bandes riveraines en bordure des cours d'eau, de séparateurs de coupe entre les coupes et d'îlots sur les pentes abruptes. Les objectifs de cette étude sont donc d'évaluer les effets de la forme et de la taille des habitats résiduels et de leur distance aux massifs forestiers sur un groupe focal d'espèces aviaires inféodées aux forêts âgées. Nos prévisions sont que 1) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels sous forme d'îlots que de séparateurs de coupe; 2) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels plus leur taille est grande et 3) les espèces du groupe focal occuperont d'avantage les habitats résiduels situés près des massifs forestiers.

Puisque les espèces n'occupent pas toujours un habitat de qualité (Johnson 2007, Fuller 2012), nous avons également évalué ces objectifs au moyen d'un indice de l'activité reproductrice des espèces du groupe focal, soit l'abondance de groupes familiaux à la fin du cycle de reproduction (Budford et Capen 1999). De plus, puisque l'occupation de l'habitat résulte de processus écologiques agissant à plusieurs échelles spatiales, nous avons mesuré la réponse au groupe d'espèces focales à des variables s'exprimant à des échelles locales et du paysage afin de contrôler pour leurs effets. Finalement, nous avons mesuré la réponse des deux prédateurs principaux de l'aire d'étude, soit le Mésangeai du Canada (*Perisurus canadensis*) et l'Écureuil roux (*Sciurus vulgaris*) aux

mêmes variables afin d'évaluer s'ils pourraient potentiellement influencer l'occupation de l'habitat des espèces du groupe focal en étant plus présent lorsque l'habitat est plus fragmenté.

1.3 Méthodes

1.3.1 Aire d'étude

Cette étude a été menée au nord de la région administrative du Saguenay-Lac-Saint-Jean, Québec (49°96'N 71°46'W et 50°45'N 70°27'W); dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est de la forêt boréale canadienne (figure 1.1). Selon Morneau et Landry (2007), la topographie de cette région est caractérisée par un relief de collines aux sommets arrondis, le till est le dépôt de surface le plus répandu et 95% de l'altitude se situe entre 400 et 700 m. Les précipitations annuelles moyennes sont de l'ordre de 900 à 2300 mm, dont la fraction nivale est de 30 à 35%. La température annuelle moyenne varie de -2,5 à 1,0°C. La forêt est principalement composée de peuplements résineux (89%) et les principales essences retrouvées sont l'épinette noire (*Picea mariana*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*), le pin gris (*Pinus banksiana*), et dans une moindre mesure le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le mélèze laricin (*Larix laricina*) (Boucher et al. 2011).

Les principales perturbations naturelles régissant le territoire sont les feux, le chablis, et, au sud du territoire, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Morneau et Landry 2007). Le cycle de feux est de 270 ans et 65% de la forêt est constituée de peuplements âgés (≥ 101 ans), dont 43% ont une structure irrégulière (Boucher et al. 2011). Les perturbations anthropiques représentent 63% de toutes les perturbations récentes, et sont dominées par les coupes forestières (Morneau et Landry 2007). Elles ont été entamées sur le territoire vers la fin des années 1980, les forêts publiques au Québec étant dédiées à la production forestière depuis la loi sur les forêts de 1986 (Bélisle et al. 2011). Les coupes forestières totales avaient alors une taille maximale de

250 ha et la forêt résiduelle était sous forme de bandes riveraines d'une largeur de 20 m, de séparateurs de coupe d'une largeur de 60 à 100 m ainsi que d'îlots de 3 à 10 ha (Gouvernement du Québec 1988). Lors de la réforme de la loi sur les forêts en 1996, la taille maximale des coupes a été réduite à 150 ha et les îlots de 3 à 10 ha ont été révoqués (Gouvernement du Québec 1996). De plus, des îlots de tailles variables ont été maintenus sur les pentes abruptes (> 41%) ainsi que pour satisfaire aux normes de la certification forestière Forest Stewardship Council (FSC 2004, ARBEC 2011). La hauteur de la régénération dans les aires de coupes était généralement près de 1 m selon nos observations sur le terrain.

1.3.2 Plan d'échantillonnage

Cent quatre-vingt-treize sites ont été échantillonnés au cours des étés 2011 et 2012 dans des parcelles d'habitat de forêt âgée maintenues à l'intérieur de 3 agglomérations de coupes et dans des grands massifs forestiers ($\geq 30 \text{ km}^2$, tableau 1.1). Les agglomérations de coupes ont des tailles de 523 km², 1008 km² et 1117 km² et comptent respectivement 18.0%, 20.5% et 19.7% de leur superficie en forêts âgées. Selon les cartes écoforestières du troisième inventaire décennal, 72% des coupes de ces agglomérations ont été effectuées entre les années 1988 et 2000 (MRNF 2009). Cependant, une comparaison des images Landsat des années 1984 à 2012 révèle que la majorité des coupes forestières de ces agglomérations de coupes ont été effectuées entre les années 1993 et 2003. La forêt âgée a été définie en fonction de la structure interne des peuplements reliée aux traits d'histoire de vie des espèces du groupe focal, selon les données des cartes écoforestières du troisième inventaire décennal mises à jour (MRNF 2009). Elle regroupe tous les peuplements mixtes ou résineux productifs dont la hauteur moyenne des arbres dominants et codominants des peuplements forestiers est supérieure à 7 m dont la dernière perturbation a eu lieu il y a plus de 90 ans. Les sites ont été sélectionnés selon un gradient de forme et de taille des habitats résiduels de forêt âgée et de distance aux massifs forestiers (forêts âgées continues $\geq 30 \text{ km}^2$). De plus, les sites de dénombrements des oiseaux sont espacés d'au moins 250 m

(moyenne : 649 m) et ont été localisés à au moins 75 m de la lisière de la forêt lorsque c'était possible et à au moins 150 m d'une route principale.

1.3.3 Méthodes d'échantillonnage des oiseaux forestiers

1.3.3.1 Groupe focal d'espèces

Les espèces sélectionnées pour faire partie du groupe focal sont des espèces aviaires nichant en forêt boréale qui sont associées à divers attributs structurels la forêt âgée, telles la fermeture du couvert forestier et la présence d'arbres sénescents et morts ou d'arbres vivants de gros diamètre (Drapeau et al. 2003, tableau 1.2). Ces espèces sont le Grimpereau brun (*Certhia americana*), la Grive à dos olive (*Catharus ustulatus*), la Mésange à tête brune (*Parus hudsonicus*), le Pic à dos rayé (*Picoides dorsalis*), le Pic à dos noir (*Picoides articus*), la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), le Roitelet à couronne dorée (*Regulus satrapa*) et le Troglodyte des forêts (*Troglodytes hiemalis*).

1.3.3.2 Points d'écoute et repasse de chants

L'échantillonnage des oiseaux par les méthodes des points d'écoute et de la repasse de chants a été effectué durant la période de nidification des espèces, soit de la fin du mois de mai à la fin du mois de juin au cours des années 2011 et 2012. À l'été 2011, trois visites de points d'écoute ainsi que deux visites de repasse de chants ont été effectuées à chaque site; tandis que deux visites de points d'écoute et deux visites de repasse de chants ont été effectuées au cours de l'été 2012. Les points d'écoute étaient d'une durée de 15 minutes par visite, et tous les individus vus et entendus ont été inventoriés à l'intérieur d'un rayon de 75 m et hors de ce rayon. Pour les analyses statistiques, seuls les individus à l'intérieur du rayon de 75 m qui n'étaient pas en vol ont été conservés. La repasse de chants consiste à faire jouer une séquence de chants et de cris de chaque espèce ciblée. Les espèces appelées sont les espèces constituant le groupe focal, dont certaines sont discrètes et risquent de ne pas être détectées lors des points d'écoute. Seul le Roitelet à couronne dorée n'a pas été appelé avec la repasse de chants puisqu'il est facilement détectable par les points d'écoute (Imbeau et al. 1999, Drapeau et al.

2000). Le volume de l'appareil a été ajusté pour qu'on puisse entendre les émissions sonores des espèces focales jusqu'à 75 m en milieu forestier. Chaque espèce a été appelée durant une minute suivie d'une période d'écoute de 30 secondes, sauf le Pic à dos rayé et le Pic à dos noir qui ont été appelés durant deux minutes à l'été 2012; en raison de l'augmentation de leur réponse avec une plus longue durée d'appel lors d'un pré-échantillonnage effectué à l'été 2011. Les points d'écoute et la repasse de chants ont été effectués les jours où les conditions climatiques sont favorables à la détection des oiseaux, soit lorsque le vent est faible (< 8 km/h) et qu'il n'y a pas de pluie. L'heure à laquelle les stations ont été visitées a été variée d'une visite à une autre durant la saison des dénombrements et se situait entre 0430 et 0945 pour les points d'écoute et entre 0450 et 1100 pour la repasse de chants.

1.3.3.3 Indice de l'activité reproductrice: abondance des groupes familiaux

Au cours des 3 premières semaines de juillet de l'été 2012, un sous-ensemble de 59 sites de dénombrements a été sélectionné pour inventorier l'abondance de groupes familiaux pour 5 des 8 espèces du groupe focal, soit le Grimpereau brun, le Pic à dos noir, le Pic à dos rayé, le Roitelet à couronne dorée et la Sittelle à poitrine rousse. Ces espèces ont été sélectionnées en raison de la possibilité d'observer leurs groupes familiaux durant la période visée, selon Leboeuf (2004) et nos observations sur le terrain à l'été 2011. Des transects linéaires de 250 m de longueur ont été parcourus à trois reprises. Tous les groupes familiaux des 5 espèces ciblées se trouvant dans un rayon de 30 m du transect ont été notés. La repasse de chant a été utilisée aux deux extrémités des transects selon la méthodologie décrite à la section 1.3.3.2. Pour qu'un groupe familial soit noté, au moins deux individus, dont un juvénile, doivent avoir été observés. L'observateur avait 30 minutes pour parcourir le transect. Les inventaires de groupes familiaux ont été effectués entre 0520 et 1110 et l'heure et l'observateur ont été variés pour les 3 visites.

1.3.3.4 Prédateurs

Nous avons inventorié la présence des principaux prédateurs des espèces focales, soit le Mésangeai du Canada et l'Écureuil roux. Le Mésangeai du Canada a été échantillonné de la même manière que les espèces du groupe focal, soit avec les méthodes des points d'écoute et de la repasse de chants, tandis que la présence d'Écureuil roux a été notée à chaque visite.

1.3.4 Variables mesurées

1.3.4.1 Conditions locales de l'habitat

La superficie de forêt âgée (SFR) a été mesurée dans un rayon concentrique de 75 m, soit l'aire d'échantillonnée pour les points d'écoute et la repasse de chants. Pour les groupes familiaux, cette variable a été mesurée dans un rayon de 30 m du transect (tableau 1.3). D'ailleurs, à chaque site, un inventaire de végétation a été fait dans 3 placettes circulaires de 400 m² dont les centres sont espacés de 60 m. À chaque placette, le recouvrement et l'enrésinement ont été estimés dans diverses classes de hauteur (<1 m, 1-<4 m, 4-<7 m, 7-<12 m, 12-<17 m, ≥17 m). De plus, le nombre de tiges de plus de 10 cm de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) ainsi que leur essence, leur DHP et leur classe de dégradation (selon Imbeau et Desrochers (2002b)) ont été mesurés. Finalement, le long d'un transect linéaire de 120 m reliant les centres des trois placettes, le bois mort au sol de plus de 10 cm de DHP qui croisaient le transect a été mesuré. Cette variable a ensuite été convertie en volume de bois mort au sol par hectare selon la formule de Van Wagner (1968). Les variables de la surface terrière d'arbres vivants ≥ 10 cm de DHP (STV), la surface terrière d'arbres morts ≥ 15 cm de DHP (STM), la surface terrière d'arbres vivants et morts ≥ 20 cm de DHP (ST20p) et le volume de bois mort au sol par hectare (volBMS) ont été retenus pour représenter la structure de la végétation (Poulin et al. 2008, Lowe et al. 2011, Nappi et Drapeau 2011, tableau 1.2).

1.3.4.2 Forme et taille de l'habitat

Puisque dans les grandes agglomérations de coupes des forêts publiques au Québec les habitats résiduels sont souvent reliés les uns aux autres par un réseau de séparateurs de coupe et de bandes riveraines, il est très difficile de délimiter les parcelles de forêt âgée. Une variable catégorique à quatre classes (séparateurs de coupes, îlots < 15 ha, îlots \geq 15 ha et massifs forestiers) a donc été utilisée (tableau 1.4).

1.3.4.3 Contexte du paysage

Les variables décrivant le contexte du paysage renvoient à la superficie de forêt âgée ainsi qu'à la superficie de forêt âgée en excluant les séparateurs de coupe et les bandes riveraines à l'intérieur de rayons concentriques de 500 m et de 1 km (Drapeau et al. 2000, Lichstein et al. 2002a, tableau 1.4).

1.3.4.4 Contexte régional

La distance entre les sites et la bordure du massif forestier le plus près a été mesurée au moyen de la distance euclidienne et de la distance effective (tableau 1.4). La distance effective renvoie à la distance où le coût lié aux mouvements des organismes est le plus faible en fonction de la résistance du milieu (Adriaensen et al. 2003). Pour des oiseaux forestiers, les milieux ouverts peuvent constituer des milieux où les coûts liés aux mouvements des oiseaux sont supérieurs à ceux des milieux forestiers, notamment puisque le risque de prédation y serait accru et qu'il y a moins de possibilité d'alimentation ou de sites de repos (*roosting*) (Gobeil et Villard 2002, Bélisle 2005). Une matrice de coûts de résistance a été élaborée en nous basant sur l'étude de Desrochers et al. (2011), qui ont mesuré les temps de retour de passereaux forestiers à leur territoire au moyen de translocations pour des distances euclidiennes variant entre 0.8 et 27 km. En comparant divers modèles correspondant à des matrices de coûts de résistance, ces auteurs ont montré que le meilleur modèle attribuait un coût de 1 à la forêt, de 30 à l'ensemble des milieux ouverts et de 15 aux milieux ouverts en bordure des milieux forestiers. Par ailleurs, puisqu'il est possible que des forêts continues de

moins de 30 km² affectent également la dynamique des populations d'oiseaux forestiers, nous avons également mesuré la distance entre les sites et des forêts continues de ≥ 5 km². Cette valeur correspond à la taille minimale pour qu'une forêt continue soit considérée comme un habitat source potentiel pour 5 espèces aviaires nichant en forêt dans le sud de l'Ontario, selon l'étude de Burke et Nol (2000) qui ont mesuré leur succès reproducteur.

1.3.4.5 Échelles spatiales d'analyse

Les variables associées aux différentes échelles spatiales analysées ont été mesurées en faisant varier le grain et l'étendue des données (Turner 1989, Dungan et al. 2002). Les données géospatiales utilisées sont des photographies aériennes interprétées, soit les cartes écoforestières du 3^e décennal (MRNF 2009) mises à jour par les compagnies forestières ARBEC et Produits Forestiers Résolu ainsi qu'une image Landsat-TM7 2010 classifiée. La structure et la composition végétale à l'intérieur de la station d'échantillonnage représentant le niveau d'hétérogénéité spatial le plus fin, nous avons donc des données sur chaque arbre dans trois placettes de 400 m². La superficie de forêt âgée dans un rayon concentrique de 75 m ainsi que la forme et la taille des parcelles de forêt âgée résiduelle ont été mesurés avec les données des cartes écoforestières mises à jour qui ont été interprétées à partir de photographies aériennes ayant une résolution de 30 cm et dont un peuplement a une aire minimale de 4 ha (MRNF 2009). Les variables du contexte du paysage, caractérisées dans des rayons concentriques de 500 m et de 1 km ont été mesurées avec les données classifiées du satellite Landsat-TM 2010, dont la résolution est de 30 m. Cependant, puisque la classification de cette image satellite ne distingue que la forêt de plus de 50 ans des autres types d'habitats, nous n'avons gardé que les cellules qui correspondent à notre définition de la forêt âgée à partir des données des cartes écoforestières. Pour les variables du contexte régional, les massifs forestiers ont été délimités selon les mêmes données géospatiales que les variables du contexte du paysage, tandis que la carte de coûts de résistance de la distance effective a été élaborée uniquement avec la classe de la forêt de plus de 50 ans

des données de l'image satellite classifiée. Toutes les variables ont été mesurées au moyen du logiciel ArcGIS 10.0 (Esri 2010).

1.3.5 Analyses statistiques

1.3.5.1 Structure et composition de la végétation au sein des habitats

Des analyses comparant la structure de la végétation entre les différents types d'habitats ont été effectuées. Des ANOVA par permutations à un critère de classification et des tests post-hocs par permutations basés sur des comparaisons par paires avec 1 000 000 de permutations ont été utilisés (Basso et al. 2009). Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel R 3.0.2 (R Development Core Team, 2014).

1.3.5.2 Connectivité du paysage

Afin d'évaluer le niveau de connectivité du paysage dans les agglomérations de coupes, nous avons mesuré le ratio entre la distance effective et la distance euclidienne entre les massifs de forêts âgées de plus de 30 km² à l'extérieur des agglomérations de coupes ainsi que les massifs de forêts âgées de plus de 5 km² à l'intérieur des agglomérations de coupes. Une valeur de ce ratio près de 1 signifierait que les individus ne sont pas contraints à faire de longs détours pour atteindre les habitats résiduels dans les agglomérations de coupes.

1.3.5.3 Élaboration des modèles

Suivant l'approche de sélection de modèles basée sur la théorie de l'information, nous avons développé une série d'hypothèses biologiques avec des variables pouvant potentiellement influencer l'occupation des sites par les espèces à l'étude et l'abondance de leurs groupes familiaux (Burnham et Anderson 2002, Anderson 2008). Ces hypothèses ont été élaborées pour les analyses sur la richesse spécifique du groupe focal, l'occurrence de chaque espèce du groupe focal et l'abondance des groupes familiaux de chaque espèce.

L'échelle locale (Local) peut influencer l'occupation de l'habitat des espèces du groupe focal et l'abondance des groupes familiaux par la disponibilité des ressources alimentaires ou de reproduction (Imbeau et Desrochers 2002b, Nappi et al. 2003, Warren et al. 2005, Drapeau et al. 2009b). Afin d'estimer la quantité d'attributs structuraux à chaque site, nous avons créé une nouvelle variable en multipliant les variables de la structure de la végétation (STM, STV, ST20p et volBMS, tableau 1.3) par la superficie de forêt âgée dans l'aire échantillonnée (SFR, tableau 1.3). Cette nouvelle variable permet de contrôler pour les effets conjoints de la structure de la végétation ainsi que pour ceux de la superficie de forêt âgée échantillonnée à chaque site. Cependant, pour limiter le nombre de variables locales à inclure dans les modèles, une sélection de variables a été effectuée sur le groupe de variables ci-haut mentionnées ainsi que sur la variable de la superficie de forêt âgée dans l'aire échantillonnée (SFR). Cette sélection a été effectuée sur la base du critère d'information d'Akaike, où chaque modèle contient une seule variable. La variable de végétation contenue dans le meilleur modèle a été retenue pour représenter la structure de la végétation (tableau A.1 et A.2). Cette variable a été incluse dans tous les modèles.

La forme et la taille des habitats résiduels (HAB) peuvent influencer les espèces du groupe focal. Premièrement, la prédation pourrait être augmentée en bordures, puisqu'un des prédateurs principaux des nids et des juvéniles en forêt boréale, le Mésangeai du Canada, se déplace davantage dans les milieux forestiers situés à moins de 30 m d'une bordure (Ibarzabal et Desrochers 2004). Deuxièmement, si la taille des territoires excède la taille des parcelles d'habitat, les espèces devront se déplacer sur de plus grandes distances pour avoir accès à la même quantité de ressources alimentaires (Schmiegelow et Mönkkönen 2002).

Les habitats résiduels situés plus près des massifs forestiers (DIST) pourraient présenter de plus fortes proportions d'occupation grâce à l'apport d'individus provenant des grands massifs forestiers, si les individus occupant les massifs ont une

productivité plus élevée que ceux occupant les habitats résiduels; qu'il y ait une dynamique source-puits (*source-sink*) ou non (Donovan et al. 1995, Burke et Nol 2000, Nol et al. 2005).

La superficie de forêts âgées à l'échelle du paysage (SFP) peut influencer les espèces du groupe focal selon divers processus écologiques tels l'attraction conspécifique (Fletcher 2006, Fletcher 2009) la pression de prédation qui peut dépendre de la superficie d'un autre type de couvert (Poulin et Villard 2011). D'ailleurs, les études empiriques montrent que les espèces répondent davantage à cette variable qu'aux variables de configuration (McGarigal et McComb 1995, Trzcinski et al. 1999, Drapeau et al. 2000).

Ces hypothèses biologiques ont été traduites en 8 modèles statistiques, incluant un modèle nul et un modèle global (tableau 1.5). Afin d'améliorer l'ajustement des modèles, la variable HAB a été convertie en une variable binaire (habitats linéaires ou non). Si cette variable est importante pour une des analyses (richesse spécifique et chaque espèce du groupe focal et abondance des groupes familiaux de chaque espèce), nous allons ensuite mesurer sa réponse à la variable catégorique à 4 classes mesurant la forme et la taille des habitats (séparateurs de coupes, îlots < 15 ha, îlots \geq 15 ha et massifs forestiers). Dans le cas où il n'y a pas de réponse à la variable binaire HAB, nous assumons que la taille des habitats n'a pas d'effets puisque les séparateurs de coupe sont les habitats de plus petite taille. Ces modèles ont également été utilisés pour mesurer quelles variables influencent le plus l'occupation de l'habitat des deux prédateurs principaux de l'aire d'étude. Certains groupes de variables étaient fortement corrélés, soit les variables des contextes du paysage et régional. Pour ces groupes de variables, une sélection de ces variables a été effectuée par la méthode de la sélection de modèles basée sur le critère d'information d'Akaike, ou chaque modèle contient une seule variable, et la variable contenue dans le meilleur modèle a été retenue (tableau A.1 et A.2).

1.3.5.4 Richesse spécifique du groupe focal

Des analyses sur la richesse spécifique du groupe de 8 espèces focales ont été effectuées. La richesse spécifique peut d'abord permettre de renseigner sur la réponse globale du groupe d'espèces. De plus, il se peut que la réponse des espèces individuelles aux différentes variables explicatives ne soit pas assez prononcée pour détecter l'effet des variables, mais qu'on puisse les détecter en analysant la richesse spécifique. La richesse spécifique du groupe focal d'espèces a été analysée par des modèles linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson avec l'agglomération de coupe et l'année des dénombrements en effet aléatoire. Les modèles ont été effectués avec le *package* lme4 de R (Bates et al. 2014).

1.3.5.5 Occurrence de chaque espèce du groupe focal et des prédateurs

L'occurrence de chaque espèce du groupe focal et des deux prédateurs a été analysée par des modèles d'occupation des sites à une saison, qui sont des régressions considérant la probabilité d'occupation des sites ainsi que de la probabilité de détection des espèces aux différentes visites (Mackenzie et al. 2002, Mackenzie et al. 2006) avec le *package* unmarked de R (Fiske et Chandler 2011). Les facteurs inclus dans les analyses pouvant affecter la détection des espèces sont le jour julien (JJ), le temps en minutes depuis le lever du soleil (TLS) ainsi que la méthode d'échantillonnage (ME), soit les points d'écoute ou la repasse de chants. Pour limiter le nombre de variables de détection à inclure dans les modèles, une sélection de modèles a été effectuée selon les modèles suivants en détection : ME, ME + JJ, ME + TLS. Les variables du modèle contenant la plus petite valeur d'AICc ont été retenues pour la structure de la probabilité de détection des modèles (tableau A.3). Les données des deux années ont été combinées. La 3^e visite des points d'écoute de l'année 2011 n'a donc pas été incluse pour avoir le même nombre de visites dans les analyses, compte tenu du fait que cette visite a été effectuée plus tard dans la saison par rapport aux visites réalisées à l'été

2012. Les analyses n'ont pas été effectuées pour le Pic à dos rayé puisque sa probabilité de détection était trop faible (0.05, tableau 1.6).

1.3.5.6 Abondance des groupes familiaux

L'abondance des groupes familiaux de chacune des cinq espèces a été analysée de la même manière que pour la richesse spécifique du groupe focal d'espèces, soit par des modèles linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson avec le *package* lme4 de R (Bates et al. 2014). Les seules différences sont que l'année d'inventaire n'a pas été incluse, l'inventaire des groupes familiaux ne s'étant fait qu'en 2012; et la variable SFR a été calculée pour représenter l'aire échantillonnée par les transects effectués pour détecter les groupes familiaux. Seules les espèces dont l'occurrence était plus élevée que 15% ont été analysées, soit le Grimpereau brun, le Roitelet à couronne dorée et la Sittelle à poitrine rousse. Une distribution binomiale a été utilisée pour les analyses sur le Grimpereau brun puisqu'il n'y avait au maximum qu'un seul groupe familial par site.

1.3.5.7 Sélection de modèles

Des analyses par sélection de modèles selon le critère d'information d'Aikake de second ordre (AICc) ont été effectuées avec le *package* AICcmodavg de R (Mazerolle 2014), afin de déterminer quels modèles étaient les plus parcimonieux. Les variables incluses dans les modèles dont le delta AICc était inférieur à 2 ont ensuite été soumises à des analyses d'inférence multimodèles pour calculer leurs valeurs prédites et leurs erreurs types inconditionnelles. Les intervalles de confiances (95%) des valeurs prédites des variables ont ensuite été mesurés afin d'estimer la force de leur effet. L'ajustement des modèles d'occupation de sites a été testé en comparant la distribution du χ^2 observé par rapport à une distribution du χ^2 obtenu par bootstrap paramétrique avec 10 000 répétitions et les modèles qui ne s'ajustaient pas n'ont pas été inclus dans la sélection de modèles. De plus, la valeur du paramètre de surdispersion (\hat{c}) a été obtenue pour le modèle global. Lorsque cette valeur était plus élevée que 1, elle a été

ajoutée comme paramètre à la sélection de modèles et à l'inférence multimodèles afin de corriger pour la surdispersion des données.

1.4 Résultats

1.4.1 Structure et composition de la végétation au sein des habitats

Les conditions locales de végétation au sein des sites dans les types d'habitats différaient peu (tableau 1.7). Seulement 7 des 19 variables de la structure et de la composition de la végétation diffèrent significativement entre les différents types d'habitats. D'une façon générale, les massifs forestiers se distinguent de certains types de forêts résiduelles par un plus faible recouvrement de la strate de hauteur 1-4 m et le volume de bois mort au sol, tandis que les valeurs sont plus élevées pour la surface terrière d'arbres vivants et récemment morts de 10-15 cm de DHP, la surface terrière d'arbres vivants de 15-20 cm de DHP, la surface terrière d'épinette noire et la surface terrière de bouleau blanc. Par ailleurs, la surface terrière des arbres vivants et morts ≥ 20 cm de DHP et la surface terrière des arbres morts ≥ 15 cm de DHP, des attributs d'habitats clés pour les espèces focales à l'étude, ne montraient aucune différence significative entre les divers habitats résiduels et les massifs forestiers non coupés (tableau 1.7).

1.4.2 Connectivité du paysage

Le ratio entre la distance effective et la distance euclidienne entre les sites et les massifs forestiers est de 1.37 pour les massifs forestiers ≥ 30 km² (R^2 ajusté : 0.97, p -value : 2.2×10^{-16}) et de 1.42 pour les massifs forestiers ≥ 5 km² (R^2 ajusté : 0.96; p -value : 2.2×10^{-16} ; figure 1.2).

1.4.3 Analyses par sélection de modèles

Dans aucun cas il n'y avait un modèle qui avait tout le support ($W_i \geq 0.9$; tableau 1.8) pour les analyses par sélection de modèles de nos quatre variables réponses soit la richesse spécifique du groupe focal, l'occurrence des espèces individuelles du groupe

focal, l'abondance des groupes familiaux et l'occurrence des prédateurs). Nous avons donc estimé la valeur des variables contenues dans les meilleurs modèles ($\Delta AIC \leq 2$) et leur erreur-type inconditionnelle à partir de l'inférence multimodèle (tableau 1.9).

1.4.3.1 Richesse spécifique du groupe focal

La richesse spécifique du groupe focal n'a pas répondu au type d'habitat (figure 1.3), à la distance aux massifs forestiers (figure 1.4) ou à la superficie de forêt âgée dans le paysage. Par contre, l'ensemble des espèces du groupe focal ont répondu à des variables de l'habitat à l'échelle locale. En effet, la richesse spécifique du groupe focal augmente en fonction surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m; $\beta_{STM*SFR}=0.022$, $IC=[0.008, 0.047]$; tableau 1.9, figure 1.5).

1.4.3.2 Modèles d'occupation d'habitats par les espèces du groupe focal

La probabilité de détection des individus augmente en utilisant la repasse de chants par rapport aux points d'écoute pour la Mésange à tête brune ($\beta_{ME}=0.92$, $IC=[0.50, 1.35]$) et la Sittelle à poitrine rousse ($\beta_{ME}=0.63$, $IC=[0.06, 1.20]$), mais pas pour les autres espèces du groupe focal (tableau 1.10). La probabilité de détection de la Sittelle à poitrine rousse ($\beta_{JJ}=0.06$, $IC=[0.02, 0.10]$) et de la Grive à dos olive ($\beta_{JJ}=0.06$, $IC=[0.03, 0.08]$) augmente en fonction de l'avancement de la saison. La probabilité de détection du Troglodyte des forêts ($\beta_{TLS}=-0.004$, $IC=[-0.008, -0.0003]$) diminue avec le temps depuis le lever du soleil.

En intégrant la probabilité de détection des espèces dans nos modèles, aucune espèce n'a répondu à la superficie de forêt âgée dans le paysage, au type d'habitat, à la distance aux massifs forestiers ou à l'année d'inventaire (tableau 1.9). Seuls le Grimpereau brun, la Grive à dos olive et le Roitelet à couronne dorée ont répondu à des variables de l'habitat, et ce, à l'échelle locale (tableau 1.9, figure 1.6). La probabilité d'occupation du Grimpereau brun augmente quand la surface terrière d'arbres vivants et morts

de 20 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m s'accroît ($\beta_{ST20p*SFR}=0.116$, $IC=[0.005, 0.227]$). La probabilité d'occupation de la Grive à dos olive augmente quand la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m s'accroît ($\beta_{STM*SFR}=0.222$, $IC=[0.030, 0.415]$). La probabilité d'occupation du Roitelet à couronne dorée ($\beta_{STV*SFR}=0.123$, $IC=[0.013, 0.232]$) augmente lorsqu'il y a une plus grande surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m.

1.4.3.3 Groupes familiaux

L'abondance des groupes familiaux n'est pas différente selon les types d'habitats (figure 1.3), la distance aux massifs forestiers (figure 1.4) ou le contexte du paysage. Seul le Roitelet à couronne dorée a répondu à une variable locale de la structure de la végétation (figure 1.7), en ayant plus de groupes familiaux dans les habitats dont la surface terrière d'arbres vivants de plus de 10 cm de DHP et plus estimée dans un rayon de 30 m du transect est élevée ($\beta_{STV}=0.067$, $IC=[0.001, 0.132]$).

1.4.3.4 Prédateurs

La probabilité de détection de l'Écureuil roux ($\beta_{TLS}=-0.006$, $IC=[-0.009, -0.003]$) diminue avec le temps depuis le lever du soleil. Le Mésangeai du Canada n'est pas influencé par les variables de détection utilisées pour les analyses (tableau 1.10).

Seul le Mésangeai du Canada a répondu à une variable de l'échelle locale, en étant davantage présent moins il y a de surface terrière d'arbres vivants et morts de 20 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m ($\beta_{ST20p*SFR}=-0.071$, $IC=[-0.138, -0.005]$). Les deux prédateurs n'ont pas répondu au type d'habitat, à la superficie de forêt dans le paysage ou à la distance aux massifs (tableau 1.9).

1.5 Discussion

Les objectifs de cette étude étaient d'évaluer les effets de la forme et de la taille de la forêt âgée résiduelle dans les agglomérations de coupes et de leur distance aux grands massifs forestiers sur un groupe focal d'espèces inféodées aux forêts âgées et considérées comme sensibles à sa fragmentation (Imbeau et al. 2001, Schmiegelow et Monkonen 2002, Drapeau 2003). Nous avons prévu que 1) les espèces du groupe focal occuperaient davantage les habitats résiduels sous forme d'îlot que de séparateurs de coupe; 2) les espèces du groupe focal occuperaient davantage les habitats résiduels plus leur taille est grande et 3) les espèces du groupe focal seraient davantage présentes dans les habitats résiduels situés près des massifs forestiers. Les résultats de cette étude montrent que la forme et la taille des habitats résiduels ainsi que leur distance aux massifs forestiers ne semblent pas contraindre l'occupation des habitats résiduels des paysages aménagés ou encore l'activité reproductrice des espèces du groupe focal (figure 1.3 et figure 1.4). L'occupation des habitats résiduels et l'activité reproductrice des espèces d'oiseaux associées aux forêts âgées sont en fait davantage influencées par la quantité et la qualité des attributs structuraux de la végétation à l'échelle locale (figure 1.5 à figure 1.7).

1.5.1 Groupe focal d'espèces aviaires

1.5.1.1 *Forme et taille de l'habitat*

Nous avons prévu que les espèces du groupe focal allaient être davantage présentes dans les habitats résiduels sous forme d'îlots que les séparateurs de coupe et dans les habitats résiduels de plus grande taille. Cependant, nos résultats montrent que la probabilité d'occupation des espèces du groupe focal était similaire entre les séparateurs de coupe, les îlots et les massifs forestiers (tableau 1.9, figure 1.3). D'abord, la plupart des coupes forestières ont été réalisées depuis environ 10-15 ans, donc ces résultats ne devraient pas être associés aux effets de concentration des individus (*crowding effect*) dûs à la fidélité de l'emplacement de leurs territoires à l'intérieur ou

à proximité des habitats résiduels (Darveau et al. 1995, Debinski et Holt 2000). Ces résultats s'expliqueraient probablement plus par le fait que l'augmentation de la prédation dans les habitats de bordure observée en forêt tempérée (Flaspohler et al. 2001, Manolis et al. 2002, Poulin et Villard 2011) ne semble pas s'appliquer en forêt boréale aménagée (Ibarzabal et Desrochers 2001, Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Dans notre région, les prédateurs principaux sont le Mésangeai du Canada et l'Écureuil roux (Darveau et al. 2001, Boulet et al. 2003). Ces deux prédateurs n'avaient pas une probabilité d'occupation plus élevée dans les séparateurs de coupe de la présente étude (tableau 1.9). D'ailleurs, bien que Ibarzabal et Desrochers (2004) aient montré que le Mésangeai du Canada se déplace davantage en bordure, ces auteurs n'ont pas observé de différence dans l'occurrence de cette espèce entre des paysages forestiers fragmentés et continus (Ibarzabal et Desrochers 2005). De plus, Boulet et al. (2003) ont montré que la pression de prédation était semblable entre les séparateurs de coupe, les bandes riveraines et la forêt continue en sapinière à bouleau blanc de l'est du Québec. Les résultats de ces études peuvent expliquer pourquoi les espèces du groupe focal occupent autant les habitats de forme linéaires, constitués majoritairement d'habitats de bordure, que des îlots ou des massifs forestiers contenant plus d'habitats d'intérieur. En sapinière à bouleau blanc de l'ouest du Québec, Ouellet-Lapointe (2010) et Bédard (2013) ont obtenu des résultats similaires, en montrant que le succès reproducteur de picidés était semblable entre des sites situés dans des séparateurs de coupe et des habitats continus.

Certaines espèces du groupe focal ont un territoire dont la taille est plus grande que l'aire échantillonnée (rayon 75 m : 1,8 ha), soit le Grimpereau brun (5-10 ha, Gauthier et Aubry 1995), le Pic à dos noir (100-385 ha, Tremblay et al. 2009) et le Pic à dos rayé (50-300 ha, Leonard et David 2001). Lorsque ces territoires sont situés dans les agglomérations de coupes, ils peuvent inclure plus d'une parcelle de forêt résiduelle. Bien que ces espèces ont utilisé toutes les formes et les tailles d'habitats de manière semblable, il se pourrait qu'ils utilisent autant les séparateurs linéaires que les îlots pour

l'alimentation, mais qu'ils utilisent préférentiellement les îlots pour la nidification. Par exemple, Poulin et Villard (2011) ont observé que le risque de prédation des nids de Grimpereau brun était plus faible lorsqu'il était situé à au moins 100 m d'une bordure, en forêt tempérée aménagée au Nouveau-Brunswick. De plus, Cloutier (en révision) a observé que les nids actifs du Pic à dos noir étaient tous situés dans des îlots par rapport à des bandes riveraines et des tiges éparses, dans une coupe de récupération effectuée en pessière à mousses de l'est du Québec.

Le tableau 1.7 montre que de manière générale la structure et la composition de la végétation diffèrent peu entre les types d'habitats (séparateurs de coupes, îlots < 15 ha, îlots \geq 15 ha et massifs forestiers), et que ces différences sont majoritairement entre les massifs forestiers et les habitats résiduels. Par exemple, il y a moins de bois mort au sol et plus d'arbres vivants de moins de 20 cm de DHP dans les massifs forestiers que dans les habitats résiduels. Malgré le fait que les différences dans la structure de la végétation soient présentement numériquement faibles, ces résultats pourraient cependant indiquer que la dynamique de la sénescence de la forêt résiduelle est plus rapide que celle des massifs forestiers. Mascarúa-López (2005) a obtenu des résultats semblables dans la pessière à mousses de l'ouest du Québec, soit qu'il y avait plus de mortalité dans les habitats résiduels et une densité d'arbres vivants plus faible 5 à 10 ans suivant la coupe que dans les habitats continus. Il serait donc intéressant de mesurer la persistance des habitats résiduels dans le temps. Par conséquent, bien que présentement (10-15 ans après la coupe), les habitats résiduels semblent constituer un habitat de qualité pour les espèces, il se peut que ce ne soit plus le cas dans le futur si la structure forestière évolue vers un milieu plus ouvert.

1.5.1.2 Distance aux massifs forestiers

Nous avons prévu que les espèces du groupe focal occuperaient davantage les habitats résiduels situés près des massifs forestiers. Cependant, aucune espèce n'a répondu à la distance entre les habitats résiduels et les massifs forestiers (tableau 1.9). D'abord, une

classification binaire de nos paysages aménagés (forêt âgée ou non) est plausible étant donné que la régénération des aires de coupe avait une hauteur d'environ 1 m lors de l'échantillonnage. En forêt boréale de l'Alberta, Robichaud et al. (2002) ont montré que des espèces aviaires spécialistes des forêts âgées utilisaient les bandes riveraines et non la régénération pour leurs déplacements, même lorsque celle-ci avait atteint 1,7 m de hauteur.

Le fait que les espèces occupent autant les habitats résiduels éloignés que ceux situés à proximité des massifs forestiers n'est pas nécessairement le résultat d'une absence de processus démographiques. Ainsi, il se peut que les individus dont le territoire est situé dans les massifs forestiers aient une productivité supérieure à ceux situés dans la forêt résiduelle des agglomérations de coupes; mais que la distance maximale (15 km) entre les massifs forestiers et les habitats résiduels les plus éloignés mesurée dans cette étude soit en deçà d'un seuil critique limitant la dispersion des oiseaux et en corollaire la colonisation de ces habitats dans les paysages aménagés. Par exemple, dans son étude située en pessière à mousses de l'ouest du Québec, Leboeuf (2004) a observé que l'abondance cumulée de 7 espèces aviaires inféodées aux forêts âgées diminuait en fonction de la distance à des massifs forestiers, et un seuil sous lequel les effets de la distance sont accentués a été observé à une distance de 30 km. De plus, des études récentes ont montré que la distance de dispersion des oiseaux était peut-être plus élevée que celles rapportées auparavant pour les passériformes, qui étaient de l'ordre de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres (Paradis et al. 1998, Sutherland et al. 2000). Par exemple, Tittler et al. (2006) ont estimé que la distance de dispersion de la Grive des bois (*Hylocichla mustelina*) serait d'environ 60 à 80 km; Tittler et al. (2009) ont estimé que la distance de dispersion médiane pour 25 espèces serait entre 15 et 95 km; Haché et al. (2014) ont estimé que la distance de dispersion maximale de la Paruline couronnée (*Seiurus aurocapilla*) serait de 200 km et Studds et al. (2012) ont estimé que la distance de dispersion maximale de la Grive de Bicknell (*Catharus*

bicknelli) serait de 700 km, malgré que la majorité des individus ont une distance de dispersion < 200 km.

Néanmoins, il se peut aussi que la productivité des individus habitant la forêt résiduelle soit semblable à celle des individus situés dans les massifs forestiers. En forêt tempérée, le fait que la productivité des habitats fragmentés soit plus faible que celle des habitats continus est principalement dû à l'augmentation de la prédation et du parasitisme (Donovan et al. 1995, Robinson et al. 1995, Burke et Nol 2000); ce qui ne semble pas être le cas pour les habitats résiduels des territoires aménagés en forêt boréale (Ibarzabal et Desrochers 2001, Schmiegelow et Mönkkönen 2002). Par exemple, en forêt tempérée au sud de l'Ontario, Nol et al. (2005) ont observé que l'occurrence de 4 espèces aviaires dans des habitats fragmentés diminuait en fonction de la distance à la forêt continue, et selon leur figure 2 il semble y avoir un seuil sous lequel les effets de la distance sont accentués entre 5 et 10 km. Par contre, il est aussi possible que la réponse plus prononcée de l'étude de Nol et al. (2005) soit accentuée par le fait que les individus des régions tempérées soient moins résilients à la fragmentation de leur habitat que ceux des régions boréales puisqu'ils ont évolué dans un système ayant des perturbations dont la taille et la sévérité sont plus faibles (Schmiegelow et Villard 2009). Ainsi, il se peut que les individus des milieux tempérés soient moins enclins à se déplacer dans un système plus fragmenté, bien que Bélisle et al. (2007) n'ont pas observé de différence entre la longueur des ailes et le temps de retour à leur territoire entre des individus de Paruline couronnée de la forêt boréale en Alberta et en forêt tempérée au Québec. Finalement, il est possible que la configuration spatiale en réseau des séparateurs de coupe et des bandes riveraines permette d'assurer la connectivité des paysages aménagés. Les espèces pourraient possiblement s'y disperser sur de plus grandes distances par rapport aux régions tempérées où la connectivité des paysages est plus faible. En effet, les deux variables représentant la distance aux massifs, soit la distance euclidienne et la distance effective, étaient fortement corrélées (r de Pearson=0.99) et le coefficient de régression entre ces deux variables est près de 1 (1.37

pour les massifs $\geq 30 \text{ km}^2$ et 1.42 pour les massifs $\geq 5 \text{ km}^2$; figure 1.2). Ceci indique que les individus ne sont pas contraints à des déplacements risqués sur de grandes distances dans la matrice coupée ni à faire de longs détours pour atteindre les habitats résiduels dans les agglomérations de coupes.

1.5.1.3 Conditions locales de l'habitat

La sélection de l'habitat des espèces d'oiseaux forestiers du groupe focal suivi dans cette étude est majoritairement influencée par la quantité et la qualité d'attributs structuraux à l'échelle locale. D'abord, la richesse spécifique a répondu à la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m. Ensuite, pour les espèces individuelles, le Roitelet à couronne dorée a répondu à la surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m. Cette espèce niche dans des conifères vivants et se nourrit d'insectes sur leur feuillage (Gauthier et Aubry 1995). De plus, le Grimpereau brun a répondu à la surface terrière d'arbres vivants et morts de 20 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m. Cette espèce se nourrit dans les crevasses d'arbres vivants et morts à gros diamètres et niche dans l'écorce des arbres morts à gros diamètres (Poulin et al. 2008, Poulin et al. 2013). Finalement, la Grive à dos olive a répondu à la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus estimée dans un rayon concentrique de 75 m. Cependant, nous croyons que ce résultat est plutôt dû à la corrélation entre cette variable et la surface terrière de sapin baumier estimée dans un rayon concentrique de 75 m (r de Pearson: 0.73), avec laquelle cette espèce est plus étroitement associée. En effet, plus il y a une dominance de sapin baumier par rapport à l'épinette noire dans les peuplements, plus la structure des peuplements est irrégulière, donc plus la strate arbustive est développée (De Granpré et al. 2008). C'est principalement dans cette strate que la Grive à dos olive niche et s'alimente, ou se perche pour repérer ses proies au sol (Gauthier et Aubry 1995). Ces résultats confirment l'importance des attributs structuraux des forêts âgées pour ce groupe focal d'espèces (Imbeau et Desrochers 2002b, Nappi et al. 2003, Drapeau et al. 2009b). Plusieurs

études en forêt boréale canadienne (Imbeau et al. 1999, Drapeau et al. 2000, Allard 2012) ou ailleurs (Lichstein et al. 2002b, Brotons et al. 2003, Warren et al. 2005) ont également observé que la structure de la végétation à l'échelle locale avait une grande influence sur l'occupation de l'habitat des espèces associées aux forêts âgées.

1.5.2 Indice de l'activité reproductrice : abondance des groupes familiaux

Les résultats des analyses sur l'abondance des groupes familiaux corroborent l'association entre le Roitelet à couronne dorée et la surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus estimée dans un rayon de 30 m du transect (figure 1.7). Seuls le Grimpereau brun, la Sittelle à poitrine rousse et le Roitelet à couronne dorée avaient suffisamment de groupes familiaux pour les analyses (tableau 1.6). De ces espèces, la Sittelle à poitrine rousse n'avait pas répondu non plus à des variables pour les analyses d'occupation de sites; laissant entrevoir qu'elle occupe et se reproduit dans tous les habitats échantillonnés. Pour sa part, le Grimpereau brun avait répondu à une variable de l'échelle locale pour les analyses d'occupation de sites. Par contre seulement 13 groupes familiaux ont été observés pour cette espèce, donc il se peut que ce ne soit pas suffisant pour obtenir des relations robustes sur le plan statistique. Toutefois, dans l'ensemble nos résultats indiquent que les espèces semblent se reproduire dans les habitats résiduels, peu importe leur forme, leur taille et leur distance aux massifs. Ces habitats peuvent donc être considérés comme des habitats de qualité pour les espèces du groupe focal.

1.5.3 Conclusion

Les objectifs du projet étaient de mesurer les effets de la forme et de la taille des habitats résiduels ainsi que leur éloignement aux massifs forestiers sur l'occupation de l'habitat d'un groupe focal d'espèces aviaires associées à la forêt âgée et sur l'abondance de groupes familiaux de cinq de ces espèces. Ces variables ne semblent pas contraindre l'occupation des habitats résiduels des paysages aménagés ou l'activité reproductrice des espèces du groupe focal. L'occupation des habitats résiduels et l'activité

reproductrice des espèces d'oiseaux associées aux forêts âgées sont davantage influencées par la quantité et la qualité d'attributs structuraux de la végétation à l'échelle locale.

Cette étude montre que les conditions locales des habitats résiduels sont présentement semblables à celles des massifs forestiers, puisque les écarts sont numériquement faibles (tableau 1.7). Ceci pourrait en partie expliquer pourquoi les espèces occupent et semblent se reproduire dans ces habitats. Par contre, les habitats résiduels pourraient être plus à risque de changer dans le futur vers un milieu plus ouvert puisque la dynamique de sénescence semble être plus rapide dans les habitats résiduels que dans les massifs forestiers. Par ailleurs, malgré le fait que la forme des habitats résiduels ou leur distance aux massifs forestiers n'ait pas influencé les espèces du groupe focal, il est possible que la présence d'îlots et de massifs dans les territoires aménagés permette de maintenir les niveaux de populations aviaires suffisamment élevés pour atténuer les effets de la fragmentation du paysage. Ainsi, si on aménageait la forêt sans y inclure d'îlots ou de massifs forestiers, il se peut que les populations aviaires soient moins résilientes face à des perturbations. Finalement, ces résultats s'inscrivent dans un contexte où de grands territoires sont aménagés et où il reste peu de forêts âgées. En conclusion, une stratégie de rétention qui combine massifs de forêts et habitats résiduels à l'intérieur du spectre de distance analysé dans cette étude paraît prometteuse pour le maintien des populations d'oiseaux associés aux forêts âgées dans les paysages aménagés de la forêt boréale québécoise.

1.6 références du chapitre 1

- Adriaensen, F., J. P. Chardon, G. De Blust, E. Swinnen, S. Villalba, H. Gulinck, et E. Matthysen. 2003. The application of “least-cost” modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning* **64**:233–247.
- Allard, M. 2012. Persistance et activité reproductrice des oiseaux associés aux forêts matures dans les habitats résiduels en forêt boréale aménagée. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Anderson, D. R. 2008. Model-based inference in the life sciences: a primer on evidence. Springer, New York, New York, USA.
- Andrén, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. *Ecology* **73**:794–804.
- Andrén, H., A. Delin, et A. Seiler. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* **80**:193–196.
- Basso, D., F. Pesarin, L. Salmaso et A. Solari. 2009. Nonparametric one way ANOVA. Pages 105-132 dans D. Basso, F. Pesarin, L. Salmaso et A. Solari, éditeurs. *Permutation tests for stochastic ordering and ANOVA, theory and applications with R*. Springer, New-York, New-York, USA.
- Bates D., M. Maechler, B. Bolker, et S. Walker. 2014. lme4: linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-7. [online] URL: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>
- Bayne, E. M. et K. A. Hobson. 1997. Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Conservation Biology* **11**:1418-1429.
- Bayne, E. M. et K. A. Hobson. 2001. Effects of habitat fragmentation on pairing success of Ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk* **118**:380-388.
- Bédard, S. 2013. Qualité des parcelles d’habitat résiduel des paysages aménagés en forêt boréale mixte pour la reproduction et l’alimentation du Pic maculé (*Sphyrapicus varius*). Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Bélisle, A. C., S. Gauthier, D. Cyr, Y. Bergeron, et H. Morin. 2011. Fire regime and old-growth boreal forests in central Quebec, Canada: an ecosystem management perspective. *Silva Fennica* **45**:889–908.

- Bélisle, M. 2005. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* **86**:1988–1995.
- Bélisle, M., et A. Desrochers. 2002. Gap-crossing decisions by forest birds: an empirical basis for parameterizing spatially-explicit, individual-based models. *Landscape Ecology* **17**:219–231.
- Bélisle, M., A. Desrochers, J.-F. Gobeil, et M.-A. Villard. 2007. Are boreal Ovenbirds, *Seiurus aurocapilla*, more prone to move across inhospitable landscapes in Alberta's boreal mixedwood forest than in southern Québec's temperate deciduous forest? *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* **2**(1) :1. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol2/iss2/art1/>
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle* **75**:49–54.
- Boucher, Y., M. Bouchard, P. Grondin, et P. Tardif. 2011. Le registre des états de référence: intégration des connaissances sur la structure, la composition et la dynamique des paysages forestiers naturels du Québec méridional, 40 p.
- Boulet, M., M. Darveau, et L. Bélanger. 2003. Nest predation and breeding activity of songbirds in riparian and nonriparian black spruce strips of central Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* **33**:922–930.
- Brotons, L., M. Mönkkönen, E. Huhta, A. Nikula, et A. Rajasärkkä. 2003. Effects of landscape structure and forest reserve location on old-growth forest bird species in northern Finland. *Landscape Ecology* **18**:377–393.
- Buford, E. W., et D. E. Capen. 1999. Abundance and productivity of forest songbirds in a managed, unfragmented landscape in Vermont. *The Journal of Wildlife Management* **63**:180–188.
- Burke, D. M., et E. Nol. 2000. Landscape and fragment size effects on reproductive success of forest-breeding birds in Ontario. *Ecological Applications* **10**:1749–1761.
- Burnham, K. P., et D. R. Anderson. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Cissel, J. H., F. J. Swanson, et P. J. Weisberg. 1999. Landscape management using historical fire regimes: Blue river, Oregon. *Ecological Applications* **9**:1217–1231.

- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron, et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**:519–524.
- Darveau, M., P. Beauchesne, L. Bélanger, J. Huot, et P. Larue. 1995. Riparian forest strips as habitat for breeding birds in boreal forest. *The Journal of Wildlife Management* **59**:67–78.
- Darveau, M., M. Boulet, C. Vallières, L. Bélanger, et J.-C. Ruel. 2001. Utilisation par les oiseaux de paysages forestiers résultant de différents scénarios de récolte ligneuse dans la pessière noire: rapport synthèse 1997-1999. Sainte-Foy, Université Laval, Centre de recherche en biologie forestière et Département des sciences du bois et de la forêt pour le ministère des Ressources naturelles du Québec, 42 p
- Debinski, D. M., et R. D. Holt. 2000. Review: a survey and overview of habitat fragmentation experiments. *Conservation Biology* **14**:342–355.
- Desrochers, A., et S. J. Hannon. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* **11**:1204–1210.
- Desrochers, A., M. Bélisle, J. Morand-Ferron, et J. Bourque. 2011. Integrating GIS and homing experiments to study avian movement costs. *Landscape Ecology* **26**:47–58.
- De Grandpré, L., S. Gauthier, C. Allain, D. Cyr, S. Pérignon, A. Thu Pham, D. Boucher, J. U. Morissette, G. Reyes, T. Aakala, et T. Kuuluvainen. 2008. Vers un aménagement écosystémique de la forêt boréale de la Côte-Nord: régime des perturbations et dynamique naturelle. Pages 241-268 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, éditeurs. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.
- Donovan, T. M., F. R. Thompson, J. Faaborg, et J. R. Probst. 1995. Reproductive success of migratory birds in habitat sources and sinks. *Conservation Biology* **9**:1380–1395.
- Drapeau, P., A. Leduc, J.-F. Giroux, J.-P. L. Savard, Y. Bergeron, et W. L. Vickery. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. *Ecological Monographs* **70**:423–444.

- Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier, et J. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile: problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle* **79**:531–540.
- Drapeau, P., A. Leduc, et Y. Bergeron. 2009a. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. Pages 129-160 dans M.-A. Villard, et B.-G. Jonsson, éditeurs. *Setting conservation targets in managed forest landscapes*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau et M. Saint-Germain. 2009b. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle*. **85**:227-234.
- Dungan, J. L., J. N. Perry, M. R. T. Dale, P. Legendre, S. Citron-Pousty, M.-J. Fortin, A. Jakomulska, M. Miriti, M. S. Rosenberg. 2002. A balanced view of scale in spatial statistical analysis. *Ecography* **25**:626–640.
- ESRI 2010. ArcGIS 10.0. Environmental System Research Institute, Inc, Redlands.
- Favorel, D. 2015. Analyse de la fragmentation et de la connectivité en forêt boréale au cours du temps. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Ficken, M. S., M. A. McLaren et J. P. Hailman. 1996. Boreal chickadee (*Poecile hudsonicus*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/254>
- Fiske, I., et R. Chandler. 2011. unmarked: An R package for fitting hierarchical models of wildlife occurrence and abundance. *Journal of Statistical Software*, **43**: 1-23. [online] URL: <http://www.jstatsoft.org/v43/i10/>
- Flaspohler, D. J., T. A. Stanley, et R. N. Rosenfield. 2001. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. *Ecological Applications* **11**:32–46.
- Fletcher, R. J. 2006. Emergent properties of conspecific attraction in fragmented landscapes. *The American Naturalist* **168**:207–219.
- Fletcher, R. J. 2009. Does attraction to conspecifics explain the patch-size effect? An experimental test. *Oikos* **118**:1139–1147.

- Forest stewardship council - Canada. 2004. Norme boréale nationale. 211 p. [online]
URL: <https://ca.fsc.org/national-boreal-standard.203.htm>
- Franklin, J. F., D. R. Berg, D. A. Thornburgh, et J. C. Tappeiner. 1997. Alternative silvicultural approaches to timber harvesting: variable retention harvest systems. Pages 111–140 dans K. A. Kohm et J. F. Franklin, éditeurs. *Creating a Forestry for the 21st Century*. Island Press, Washington, DC, USA.
- Fuller, R. J. 2012. The bird and its habitat: an overview of concepts. Pages 37-62 dans R. J. Fuller, éditeur. *Birds and habitat. Relationships in changing landscapes*. Cambridge University press, New-York, USA.
- Gagné, C., L. Imbeau, et P. Drapeau. 2007. Anthropogenic edges: their influence on the American three-toed Woodpecker (*Picoides dorsalis*) foraging behaviour in managed boreal forests of Quebec. *Forest Ecology and Management* **252**:191-200.
- Gauthier, J. et Y. Aubry. 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec: atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues, Société québécoise de protection des oiseaux, Service canadien de la faune, Environnement Canada, Montréal. 1295 p.
- Ghalambor, C. K., et T. E. Martin. 1999. Red-breasted Nuthatch (*Sitta canadensis*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/459>
- Gibbs, J. P., et J. Faaborg. 1990. Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler populations in forest fragments. *Conservation Biology* **4**:193–196.
- Gobeil, J.-F., et M.-A. Villard. 2002. Permeability of three boreal forest landscape types to bird movements as determined from experimental translocations. *OIKOS* **98**:447–458.
- Gouvernement du Québec 1988. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. Loi sur les forêts. L.R.Q., c. F-4.1, a. 171.
- Gouvernement du Québec 1996. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. Loi sur les forêts. L.R.Q., c. F-4.1, a. 171.
- Haché, S., K. A. Hobson, E. M. Bayne, S. L. Van Wilgenburg, et M.-A. Villard. 2014. Tracking natal dispersal in a coastal population of a migratory songbird using feather stable isotope ($\delta^2\text{H}$, $\delta^{34}\text{S}$) tracers. *PloS one* **9**:e94437.

- Hejl, S. J., J. A. Holmes, et D. E. Kroodsma. 2002. Winter Wren (*Troglodytes hiemalis*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/623>
- Helle, P. 1985. Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. *Ornis Fennica* **62**:35–41.
- Ibarzabal, J., et A. Desrochers. 2001. Lack of relationship between forest edge proximity and nest predator activity in an eastern canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **31**:117–122.
- Ibarzabal, J., et A. Desrochers. 2004. A nest predator's view of a managed forest: Gray Jay (*Perisoreus canadensis*) movement patterns in response to forest edges. *The Auk* **121**:162–169.
- Ibarzabal, J., et A. Desrochers. 2005. Indicators of avian nest predation and parental activity in a managed boreal forest: an assessment at two spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research* **35**:374–382.
- Imbeau, L., J.-P. L. Savard, et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1850–1860.
- Imbeau, L., M. Mönkkönen, et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern canadian boreal forests: a comparison with fennoscandia. *Conservation Biology* **15**:1151–1162.
- Imbeau, L., et A. Desrochers. 2002a. Area sensitivity and edge avoidance: the case of the Three-toed Woodpecker (*Picoides tridactylus*) in a managed forest. *Forest Ecology and Management* **164**:249–256.
- Imbeau, L., et A. Desrochers. 2002b. Foraging ecology and use of drumming trees by Three-toed Woodpeckers. *The Journal of Wildlife Management* **66**:222–231.
- Jansson, G., et P. Angelstam. 1999. Threshold levels of habitat composition for the presence of the Long-tailed Tit (*Aegithalos caudatus*) in a boreal landscape. *Landscape Ecology* **14**:283–290.
- Johnson, M.D. 2007. Measuring habitat quality: a review. *The Condor*, **109**:489-504.
- Kouki, J., et A. Väänänen. 2000. Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland. *Ornis Fennica* **77**:145–154.

- Leboeuf, M. 2004. Effets de la fragmentation générée par les coupes en pessière noire à mousses sur huit espèces d'oiseaux de forêt mature. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Leonard, Jr., et L. David. 2001. American three-toed Woodpecker (*Picoides dorsalis*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/588>
- Lichstein, J. W., T. R. Simons, S. A. Shriener, et K. E. Franzreb. 2002a. Spatial autocorrelation and autoregressive models in ecology. *Ecological Monographs* **72**:445–463.
- Lichstein, J. W., T. R. Simons, et K. E. Franzreb. 2002b. Landscape effects on breeding songbirds abundance in managed forests. *Ecological Applications* **12**:836–857.
- Lowe, J., D. Pothier, J.-P. L. Savard, G. Rompré, et M. Bouchard. 2011. Snag characteristics and cavity-nesting birds in the unmanaged post-fire north-eastern canadian boreal forest. *Silva Fennica* **45**:55–68.
- Machtans, C. S., M.-A. Villard, et S. J. Hannon. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* **10**:1366–1379.
- Mack, D. E., et W. Yong. 2000. Swainson's Thrush (*Catharus ustulatus*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/540>
- Mackenzie, D. I., J. D. Nichols, G. B. Lachman, S. Droege, A. J. Royle, et C. A. Langtimm. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* **83**:2248–2255.
- MacKenzie, D. I., J. D. Nichols, J. A. Royle, K. H. Pollock, L. L. Bailey, et J. E. Hines. 2006. *Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence*. Academic Press, Burlington, Massachusetts, USA.
- Manolis, J. C., D. E. Andersen, et F. J. Cuthbert. 2002. Edge effects on nesting success of ground nesting birds near regeneration clearcuts in a forest-dominated landscape. *The Auk* **119**:995–970.
- Mascarúa López, L. 2005. Structure et effets de lisières des habitats linéaires résiduels en pessière à mousses aménagée du nord du Québec. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.

- Mazerolle, M. J. 2015. AICcmodavg: Model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package version 2.0-3. [online] URL: <http://CRAN.R-project.org/package=AICcmodavg>
- Mcgarigal, K., et W. C. Mccomb. 1995. Relationships between landscape structure and breeding birds in the Oregon coast range. *Ecological Monographs* **65**:235–260.
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune. 2009. Normes de cartographie écoforestière troisième inventaire écoforestier. Direction des inventaires forestiers. 109 p.
- Morneau, C., et Y. Landry. 2007. Guide de reconnaissance des types écologiques. Région écologique 6h Collines du Lac Péribonka Région écologique 6i Hautes collines du réservoir aux Outardes. 202 p.
- Nappi, A., P. Drapeau, J.-F. Giroux, et J.-P. L. Savard. 2003. Snag use by foraging Black-backed Woodpeckers (*Picoides articus*) in a recently burned eastern boreal forest. *The Auk* **120**:505–511.
- Nappi, A. 2009. Sélection d'habitat et démographie du Pic à dos noir dans les forêts brûlées de la forêt boréale. Thèse de doctorat. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Nappi, A., et P. Drapeau. 2011. Pre-fire forest conditions and fire severity as determinants of the quality of burned forests for deadwood-dependent species: the case of the Black-backed Woodpecker. *Canadian Journal of Forest Research* **41**:994–1003.
- Nol, E., C. M. Francis, et D. M. Burke. 2005. Using distance from putative source woodlots to predict occurrence of forest birds in putative sinks. *Conservation Biology* **19**:836–844.
- Ouellet-Lapointe, U. 2010. Le maintien des espèces calvicoles dans les paysages aménagés en forêt boréale mixte de l'est du Canada. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal.
- Paradis, E., S. R. Baillie, W. J. Sutherland, et R. D. Gregory. 1998. Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology* **67**:518–536.
- Poulin, J.-F., M.-A. Villard, M. Edman, P. J. Goulet, et A.-M. Eriksson. 2008. Thresholds in nesting habitat requirements of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*), as conservation targets. *Biological Conservation* **141**:1129–1137.

- Poulin, J.-F., et M.-A. Villard. 2011. Edge effect and matrix influence on the nest survival of an old forest specialist, the Brown Creeper (*Certhia americana*). *Landscape Ecology* **26**:911–922.
- Poulin, J.-F., E. D'Astous, M.-A. Villard, S. J. Hejl, K. R. Newlon, M. E. Mcfadzen, J. S. Young, et C. K. Ghalambor. 2013. Brown Creeper (*Certhia americana*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/669>
- Produits forestiers ARBEC S.E.N.C., Département de foresterie. 2007. Plan général d'aménagement forestier, Unité d'aménagement : 024-052, Période 2008-2013, présenté au ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, unité de gestion 24, 264 p.
- R Development Core Team. 2014. R: a language environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. Vienna, Austria.
- Rappole, J. H. 1996. The importance of forest for the world's migratory bird species. Pages 389-406 dans R. M. Degraaf et R. I. Miller, éditeurs. Conservation of faunal diversity in forested landscapes. Chapman and Hall, New York, New York, USA.
- Robbins, C. S., D. K. Dawson, et B. A. Dowell. 1989. Habitat area requirements of breeding forest birds of the middle atlantic states. *Wildlife Monographs* **103**:3–34.
- Robichaud, I., M.-A. Villard, et C. S. Machtans. 2002. Effects of forest regeneration on songbird movements in a managed forest landscape of Alberta, Canada. *Landscape Ecology* **17**:247–262.
- Robinson, S. K., F. R. Thompson, T. M. Donovan, D. R. Whitehead, et J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**:1987–1990.
- Schmiegelow, F. K. A., et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* **12**:375–389.
- Schmiegelow, F. K. A., et M.-A. Villard. 2009. Conservation of boreal birds and the case for resilience: does it pass the test? *Avian Conservation and Ecology - Écologie et conservation des oiseaux* **4**(1) :4. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol4/iss1/art4/>

- Serrouya, R. et D'Eon, R. 2005. Régime de coupes à rétention variable: synthèse de recherche et recommandations pour la mise en œuvre. Réseau de gestion durable des forêts, Edmonton, Alberta. 52 p.
- Studds, C. E., K. P. McFarland, Y. Aubry, C. C. Rimmer, K. A. Hobson, P. P. Marra et L. I. Wassenaar. Stable-hydrogen isotope measures of natal dispersal reflect observed population declines in a threatened migratory songbird. *Diversity and Distributions* **18**:919-930.
- Sutherland, G. D., A. S. Harestad, K. Price, et K. P. Lertzman. 2000. Scaling of natal dispersal distances in terrestrial birds and mammals. *Conservation Ecology* **4**(1):16. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol4/iss1/art16>
- Swanson, D. L., J. L. Ingold, et R. Galati. 2012. Golden-crowned Kinglet (*Regulus satrapa*), the Birds of North America online, A. Poole, éditeur. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology. [online] URL: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/301>
- Tittler, R., S. J. Hannon, et M. R. Norton. 2001. Residual tree retention ameliorates short-term effects of clear-cutting on some boreal songbirds. *Ecological Applications* **11**:1656–1666.
- Tittler, R., L. Fahrig, et M.-A. Villard. 2006. Evidence of large-scale source-sink dynamics and long-distance dispersal among Wood Thrush populations. *Ecology* **87**:3029–3036.
- Tittler, R., M.-A. Villard, et L. Fahrig. 2009. How far do songbirds disperse? *Ecography* **32**:1051–1061.
- Tremblay, J. A., J. Ibarzabal, C. Dussault, et J. L. Savard. 2009. Habitat requirements of breeding Black-backed Woodpeckers (*Picoides arcticus*) in managed, unburned boreal forest. *Avian conservation and Ecology* **4**(1):2. [online] URL: <http://www.ace-eco.org/vol4/iss1/art2/>
- Trzcinski, K. M., L. Fahrig, et G. Merriam. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* **9**:586–593.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **20**:171–197.
- Van Wagner, C.E. 1968. The line intersect method in forest fuel sampling. *Forest Science*. **14** : 20–26.

- Villard, M.-A., P. R. Martin, et C. G. Drummond. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk* **110**:759–768.
- Villard, M.-A. 2002. Habitat fragmentation: major conservation issue or intellectual attractor? *Ecological Applications* **12**:319–320.
- Warren, T. L., M. G. Betts, A. W. Diamond, et G. J. Forbes. 2005. The influence of local habitat and landscape composition on cavity-nesting birds in a forested mosaic. *Forest Ecology and Management* **214**:331–343.

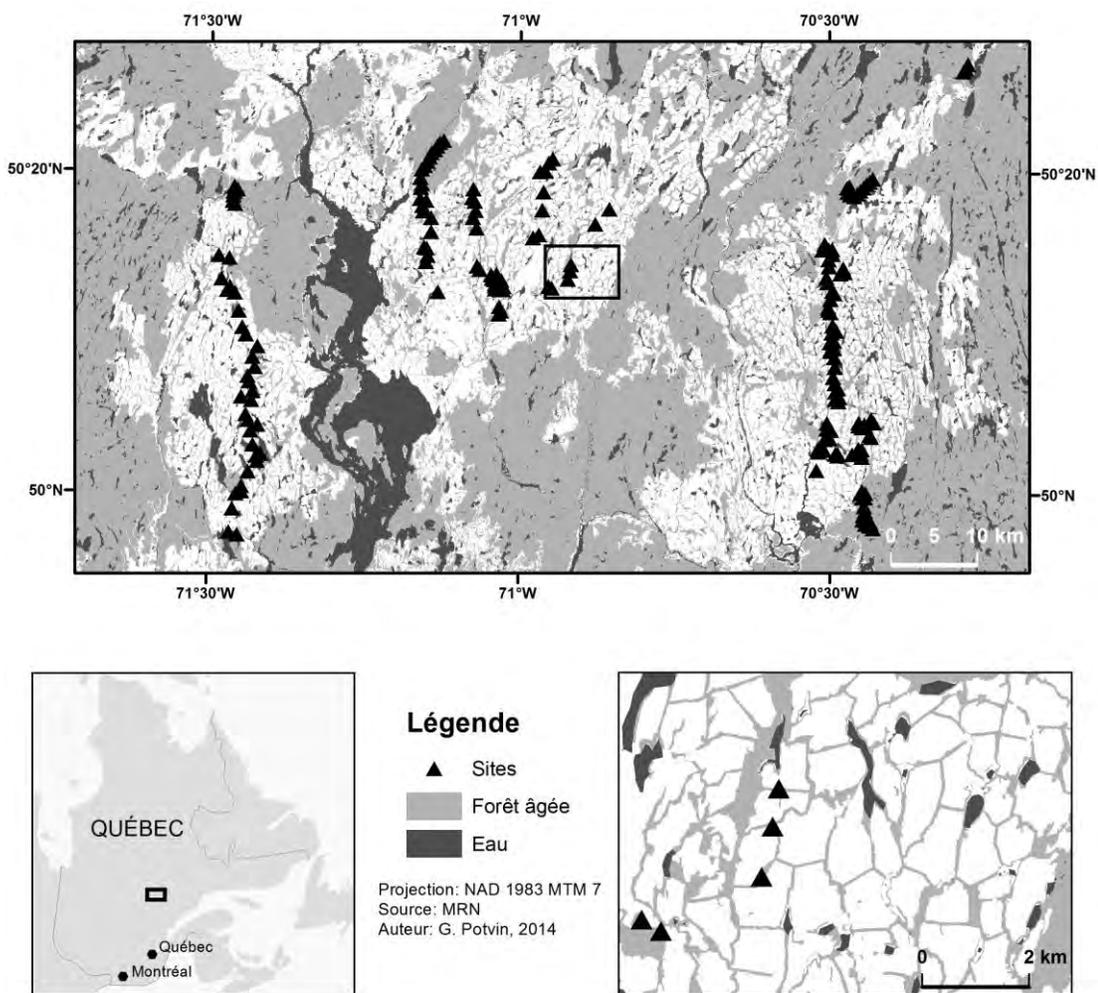


Figure 1.1 Carte de l'aire d'étude montrant la localisation des sites.

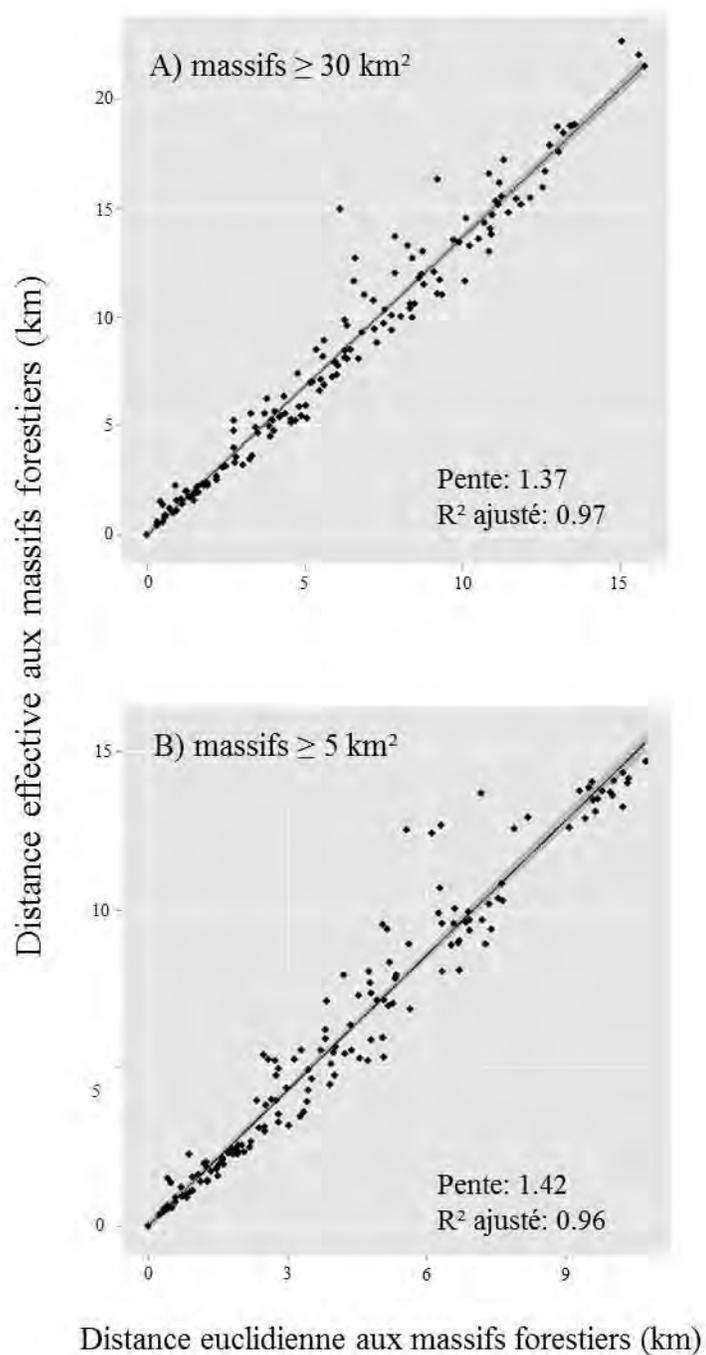


Figure 1.2 Régression linéaire simple de la distance effective (km) en fonction de la distance euclidienne (km) entre les sites et la bordure des massifs forestiers les plus près de A) $\geq 30 \text{ km}^2$ et B) $\geq 5 \text{ km}^2$. La ligne noire représente la pente de la régression et la bande grise représente l'intervalle de confiance (95%). n=193.

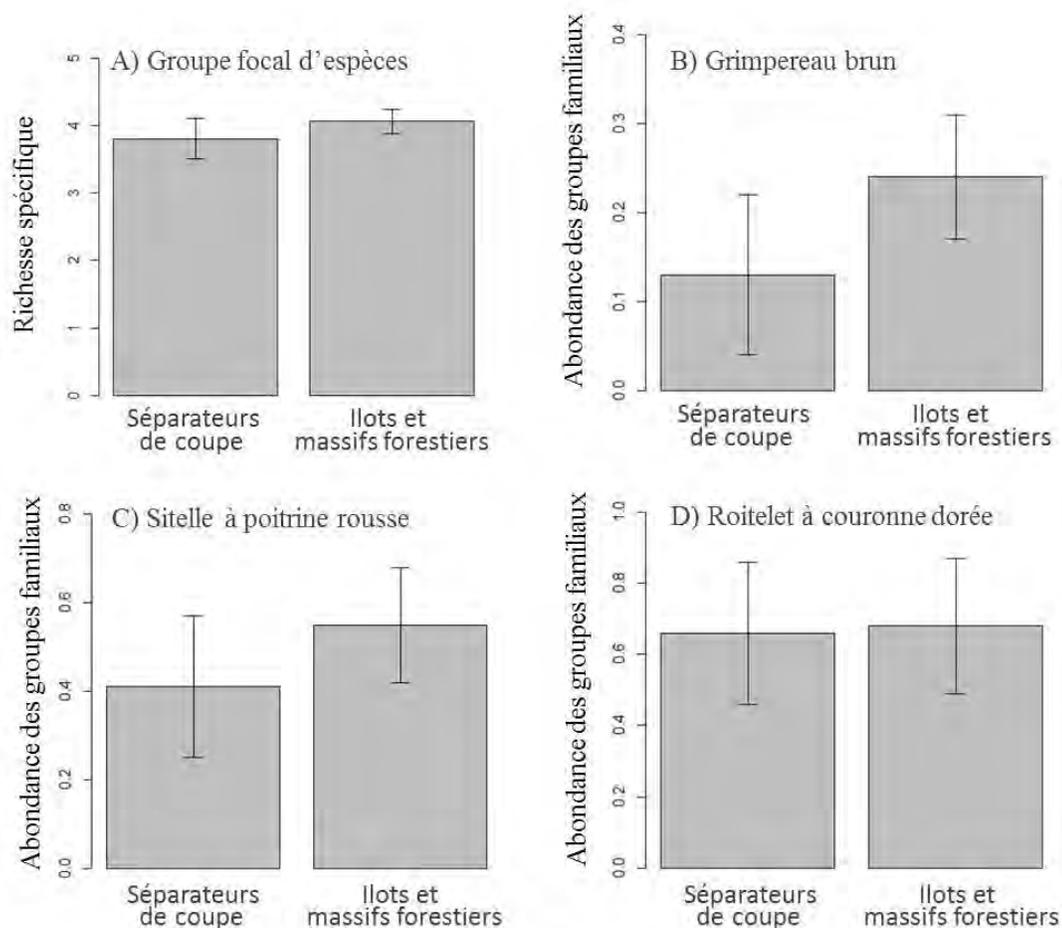


Figure 1.3 Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de A) la richesse spécifique du groupe focal d'espèces (n=193) et de l'abondance des groupes familiaux (n=59) B) du Grimpereau brun, C) de la Sittelle à poitrine rousse et D) du Roitelet à couronne dorée en fonction de la forme des habitats. Les barres d'erreurs représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%).

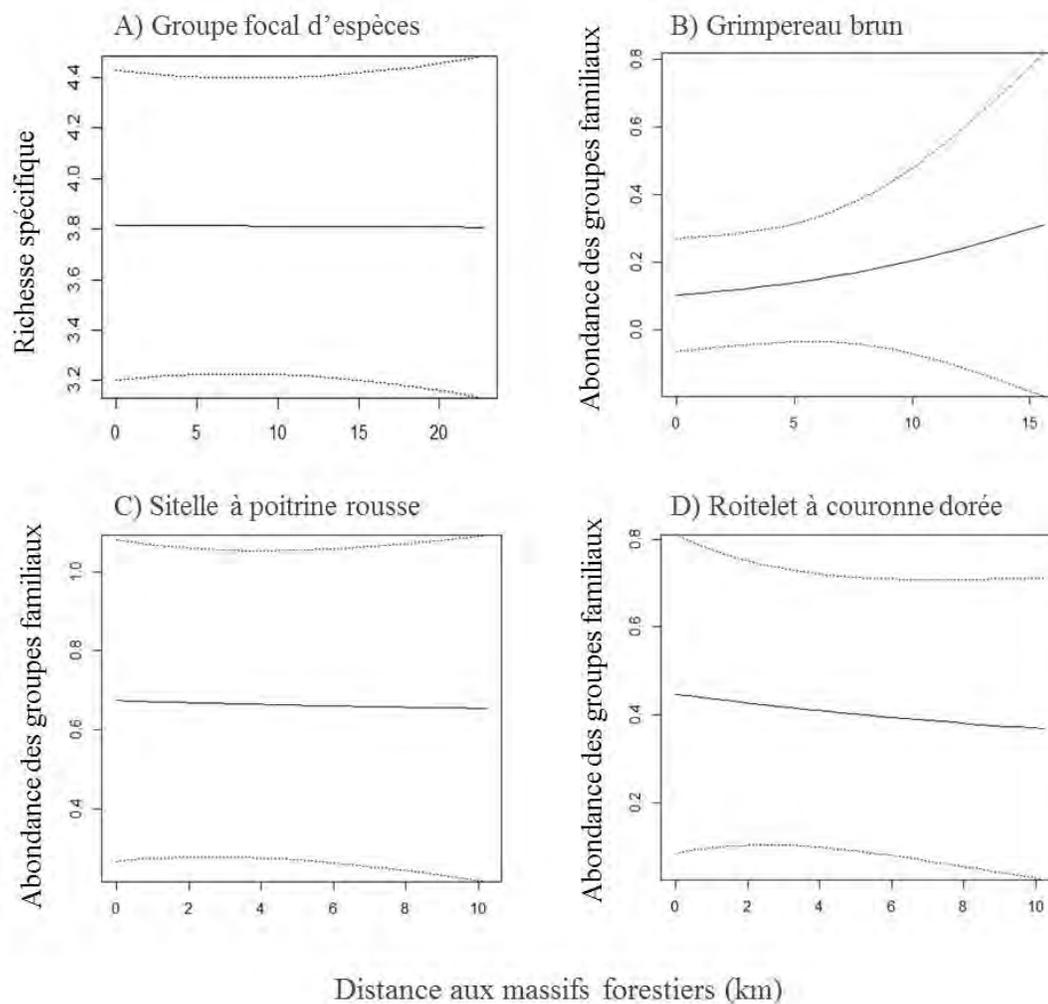


Figure 1.4 Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de A) la richesse spécifique du groupe focal d'espèces (n=193) et de l'abondance des groupes familiaux (n=59) B) du Grimpereau brun, C) de la Sittelle à poitrine rousse et D) du Roitelet à couronne dorée en fonction de la distance aux massifs forestiers. La variable représentant la distance aux massifs forestiers pour chaque analyse est présentée aux tableaux A.1 et A.2. La ligne pleine représente les valeurs prédites et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%).

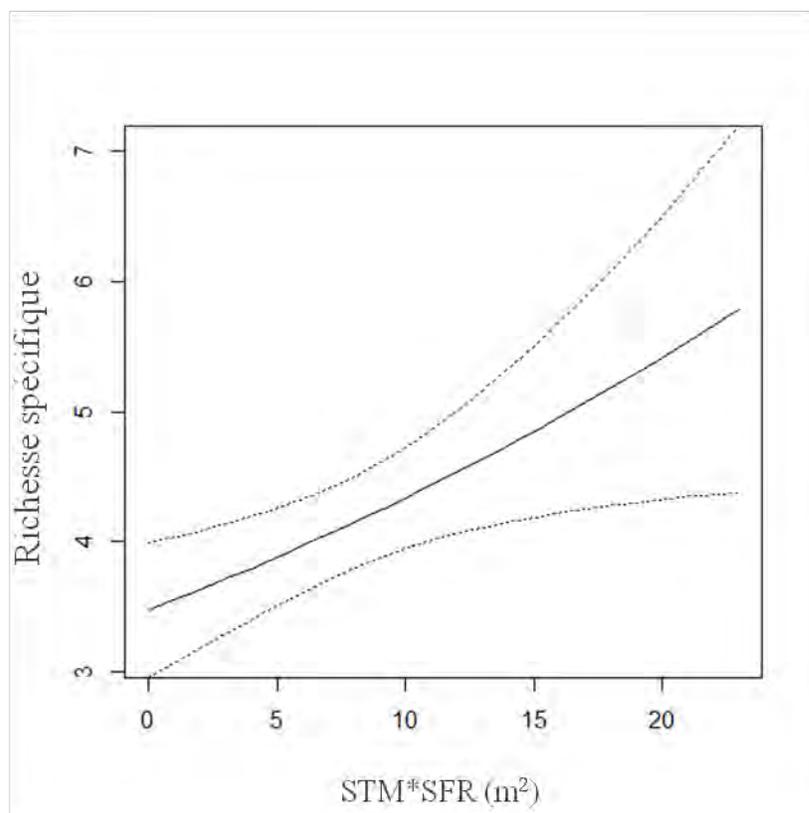


Figure 1.5 Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de la richesse spécifique du groupe d'espèces focales en fonction de la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans un rayon concentrique de 75 m (ha) (STM*SFR). La ligne pleine représente la valeur prédite et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). $n=193$.

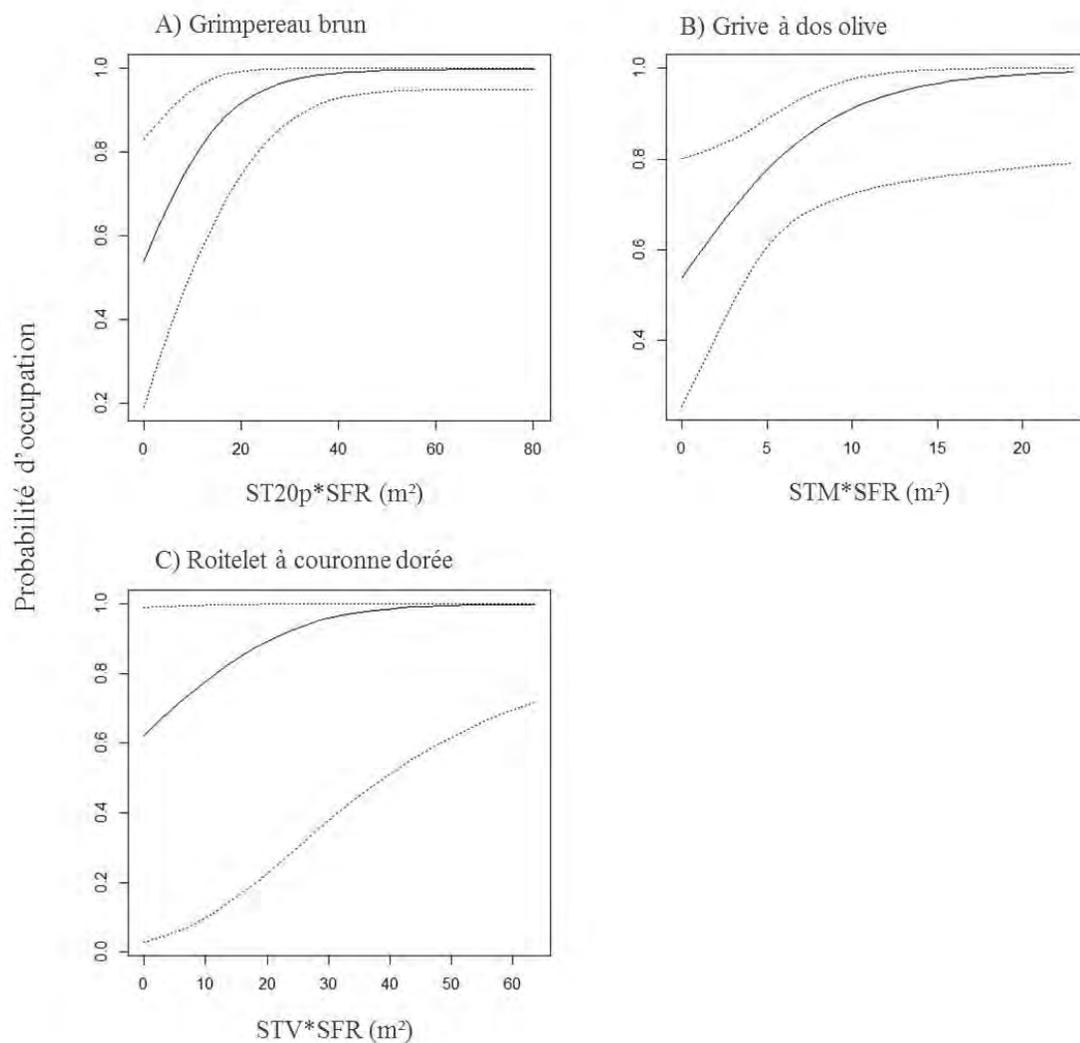


Figure 1.6 Prédiction de modèles pondérés d'occupation de sites à une saison de la probabilité d'occupation de (A) le Grimpereau brun en fonction de la surface terrière d'arbres vivants et morts de 20 cm de DHP et plus (m²/ha) estimée dans le rayon de 75 m (ha); (B) la Grive à dos olive en fonction de la surface terrière d'arbres morts de 15 cm de DHP et plus (m²/ha) estimée dans un rayon concentrique de 75 m (ha) et (C) le Roitelet à couronne dorée en fonction de la surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus (m²/ha) estimée dans le rayon de 75 m (ha). Les lignes pleines représentent les valeurs prédites et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). n=193.

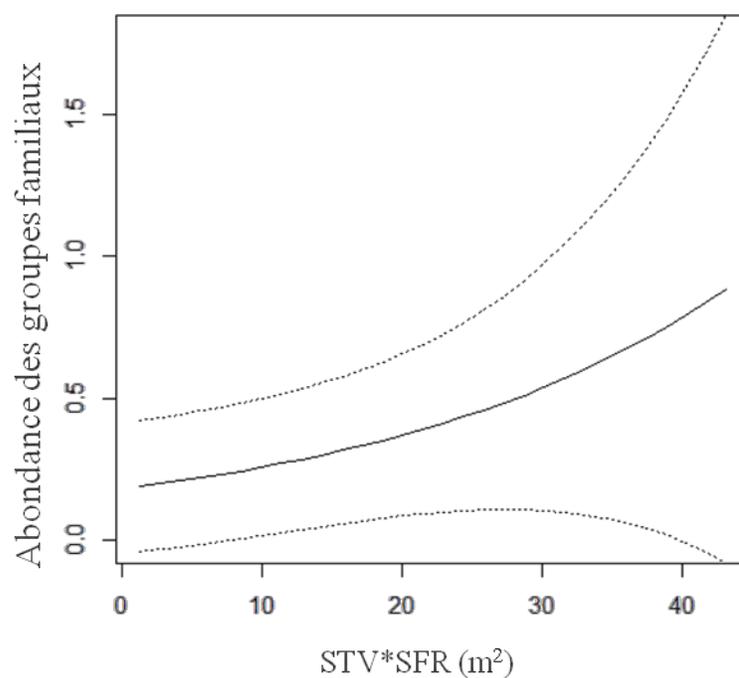


Figure 1.7 Prédiction de modèles pondérés linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson de l'abondance des groupes familiaux de Roitelet à couronne dorée en fonction de la surface terrière d'arbres vivants de 10 cm de DHP et plus (m^2/ha) estimée dans un rayon de 30 m du transect (ha). La ligne pleine représente les valeurs prédites et les lignes pointillées représentent l'intervalle de confiance inconditionnel (95%). $n=59$.

Tableau 1.1 Nombre de sites situés dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes selon leur forme et leur taille ainsi que leur distance aux massifs forestiers ($\geq 30 \text{ km}^2$).

Habitat résiduel	Distance massifs			
	0-3 km	>3-6 km	>6-9 km	>9 km
Séparateurs de coupe	14	11	10	16
Îlots < 15ha	10	12	17	13
Îlots ≥ 15 ha	12	13	7	10

En plus des 145 sites situés dans les habitats résiduels des agglomérations de coupes, 48 sites sont situés dans les massifs forestiers.

Tableau 1.2 Description de l'écologie des espèces du groupe focal.

espèces	Taille		Statut migratoire	Alimentation ^b	Reproduction	Références
	(ha)	re ^a				
Grimpereau brun	5-10	MCD		Glane les arthropodes dans les crevasses des arbres vivants (à l'écorce texturée) ou morts à > DHP ^c	Niche dans l'écorce qui se détache en partie des arbres morts à > DHP ^c	Poulin et al. 2008 Poulin et al. 2013
Grive à dos olive	1-2.1	MLD		Se nourrit d'insectes dans la litière ou sur les aiguilles de conifères dans la strate arbustive	Construit son nid dans un conifère situé près du sol	Gauthier et Aubry 1995 Mack et al. 2000
Mésange à tête brune	1-2-5	R		Se nourrit d'arthropodes dans les troncs, les branches et les aiguilles de conifères ou se nourrit des graines de cônes de conifères	Creuse une cavité dans un arbre mort décomposé ou réutilise une ancienne cavité de pics ou de sittelles	Gauthier et Aubry 1995 Ficklen et al. 1996
Pic à dos noir	100-385	R		Excave les conifères récemment morts (> 15 cm DHP) pour se nourrir d'insectes saproxyliques	Creuse des cavités dans des arbres (conifères ou feuillus) morts à > DHP ^c	Tremblay et al. 2009 Nappi 2009 Nappi et Drapeau 2011
Pic à dos rayé	50-300	R		Retire l'écorce des épinettes noires (<i>scolding</i>) sénescentes ou récemment mortes (> 15 cm DHP) et se nourrit des insectes (<i>bark beetles</i>) qui s'y trouvent par coups de bec superficiels	Creuse des cavités dans des arbres (conifères ou feuillus) morts à > DHP ^c	Leonard et David 2001 Gagné et al. 2007 Nappi 2009

Tableau 1.2 Suite.

espèces	Taille e (ha)	Statut migrat oire ^a	Alimentation ^b	Reproduction	Références
Roitelet à couronne dorée	0.9-2.5	MCD	Glane les insectes sur le feuillage des conifères vivants	Construit son nid dans le haut d'un conifère vivant près du tronc	Gauthier et Aubry 1995 Swanson et al. 2012
Sittelle à poitrine rousse	0.2-10	R	Glane les larves d'arthropodes sur les troncs et les branches d'arbres morts et vivants (principalement sur des conifères vivants à > DHP ^c)	Creuse une cavité dans un arbre mort décomposé	Gauthier et Aubry 1995 Ghalambor et al. 1999
Troglodyte des forêts	0.8-1.2	MCD	Se nourrit d'invertébrés se trouvant dans le bois mort au sol ou dans le feuillage dense près du sol	Utilise une cavité située entre les racines d'un arbre mort renversé ou vivant ou dans une souche pourrie	Gauthier et Aubry 1995 Hejl et al. 2002

^a MCD : Migrateur de courte distance, MLD : Migrateur de longue distance, R : Résident

^b Principales méthodes d'alimentation durant la saison de reproduction

^c Pour notre aire d'étude, les arbres à gros DHP correspondent à des arbres de ≥ 20 cm de DHP (Lowe et al. 2011, Mascartúa López 2005)

Tableau 1.3 Description des variables explicatives.

Variable	Description
Contexte local (Local)	
SFR	Superficie de forêt âgée ^a
Quantité d'attributs structuraux estimée dans l'aire échantillonnée (SFR)	
STV*SFR	Surface terrière d'arbres vivants ≥ 10 cm de DHP * SFR
STM*SFR	Surface terrière d'arbres morts ≥ 15 cm de DHP * SFR
ST20p*SFR	Surface terrière d'arbres vivants et morts ≥ 20 cm de DHP * SFR
volBMS*SFR	Volume de bois mort au sol * SFR
Contexte de la parcelle	
HAB	Type d'habitats (Séparateur: de coupe, îlot < 15 ha, îlot ≥ 15 ha, massifs forestiers)
Contexte du paysage (SFP)	
SFP500	Superficie de forêt âgée dans le paysage (rayon 500 m)
SFP500Ilot	Superficie de forêt âgée dans le paysage sans les habitats linéaires (rayon 500 m)
SFP1000	Superficie de forêt âgée dans le paysage (rayon 1 km)
SFP1000Ilot	Superficie de forêt âgée dans le paysage sans les habitats linéaires (rayon 1 km)
Contexte régional (DIST)	
DistE5	Distance euclidienne aux massifs forestiers (≥ 5 km ²)
DistE30	Distance euclidienne aux massifs forestiers (≥ 30 km ²)
DistLC5	Distance effective aux massifs forestiers (≥ 5 km ²)
DistLC30	Distance effective aux massifs forestiers (≥ 30 km ²)

^a La superficie de forêt âgée a été mesurée dans un rayon concentrique de 75 m pour l'occurrence de chaque espèce et de la richesse spécifique du groupe focal et dans un rayon de 30 m du transect pour l'abondance des groupes familiaux

Tableau 1.4 Description des variables mesurées au moyen des données géospaciales (cartes écoforestières du troisième décennal et image LandsatTM-2010 classifiée). Les variables sont décrites au tableau 1.3.

Variable	Mesure	Habitats résiduels et massifs forestiers						Habitats résiduels					
		n	min	max	med	moy	SD	n	min	max	med	moy	SD
SFP500	% forêt âgée	193	4.8	93.7	31.0	39.4	25.8	145	4.8	67.4	24.2	26.7	14.1
SFP500Ilot	% forêt âgée	193	0	93.6	20.4	30.6	28.5	145	0	59.3	11.8	16.6	15.2
SFP1000	% forêt âgée	193	5.1	92.8	25.3	35.3	23.7	145	5.1	42.3	22.6	22.8	7.8
SFP1000Ilot	% forêt âgée	193	0	92.6	16.0	26.8	26.0	145	0	36.5	11.8	13.0	7.9
DistE5	longueur (km)	193	0	10.7	2.5	3.3	3.1	145	0.2	10.7	3.9	4.3	2.9
DistLC5	longueur (km)	193	0	14.7	3.3	4.7	4.5	145	0.4	14.7	5.4	6.2	4.2
DistE30	longueur (km)	193	0	15.8	4.1	4.8	4.4	145	0.3	15.8	6.0	6.3	3.9
DistLC30	longueur (km)	193	0	22.7	5.3	6.5	6.1	145	0.4	22.7	8.1	8.7	5.5
Séparateurs de coupe	longueur (m)	-	-	-	-	-	-	51	46.6 ^a	116 ^a	68.6	71.9	17.1
Îlots <15ha	aire (ha)	-	-	-	-	-	-	49	0.9	14.5	5.67	6.38	4.3
Îlots ≥15ha	aire (ha)	-	-	-	-	-	-	25	15.0	262	42.6	65.2	63.4
SFR	% forêt âgée	193	0 ^b	100	93.5	81.7	22.4	145	0 ^b	100	82.4	76.5	23.0
SFR _(groupes familiaux)	% forêt âgée	59	33.1	100	94.8	88.3	15.3	47	33.1	100	92.5	87.6	14.5

^aCette valeur correspond à la plus petite largeur du séparateur de coupe dans le rayon de 75 m.

^bCette valeur correspond à un site qui était dans la classe « dénué sec » selon les cartes écoforestières du troisième décennal (MRNFP 2009), puisqu'il se trouvait dans une zone de pessière à lichens.

Tableau 1.5 Liste des modèles candidats. Les variables sont décrites au tableau 1.3.

Modèles	Variabes
Nul	-
Local	Local ^a
HAB	Local + HAB + Année ^b
SFP	Local + SFP ^c + Année
DIST	Local + DIST ^d + Année
HAB+SFP	Local + HAB + SFP + Année
HAB+DIST	Local + HAB + DIST + Année
Global	Local + HAB + SFP + DIST + Année

^aLe contexte Local représente la variable sélectionnée parmi le groupe de variables décrites au tableau 1.3 (SFR, STV*SFR, STM*SFR, ST20p*SFR et volBMS*SFR) (tableaux A.1 et A.2)

^bL'année d'inventaire n'a pas été incluse pour les analyses sur l'abondance des groupes familiaux, effectuées uniquement en 2012. De plus, cette variable a été entrée en facteur aléatoire des modèles linéaires mixtes généralisés pour les analyses de la richesse spécifique du groupe d'espèces focales

^cLa variable SFP représente la variable sélectionnées parmi le groupe de variables décrites au tableau 1.3 (SFP500, SFP500Ilot, SFP1000 et SFP1000Ilot) (tableaux A.1 et A.2)

^dLa variable DIST représente la variable sélectionnées parmi le groupe de variables décrites au tableau 1.3 (DistE5, DistLC5, DistE30 et DistLC30) (tableaux A.1 et A.2)

Tableau 1.6 Occurrence, probabilité d'occupation, probabilité de détection et coefficient de surdispersion des espèces du groupe focal, des prédateurs et des groupes familiaux.

Espèce	Groupe focal			Groupes familiaux	
	Probabilité de détection	Probabilité d'occupation	Occurrence	Coefficient de surdispersion	Occurrence
Groupe focal					
Grimpereau brun	0.20	0.79	0.57	1.29	0.22
Mésange à tête brune	0.26	0.62	0.45	0.75	-
Sittelle à poitrine rousse	0.44	0.80	0.70	2.88	0.59
Troglodyte des forêts	0.36	0.63	0.52	2.26	-
Grive à dos olive	0.40	0.85	0.78	1.09	-
Roitelet à couronne dorée	0.56	0.77	0.66	0.77	0.49
Pic à dos noir	0.18	0.27	0.16	2.27	0.08
Pic à dos rayé	0.05	^a	0.19	-	0.14
Prédateurs					
Mésangeai du Canada	0.20	0.57	0.34	1.19	-
Écureuil roux	0.42	0.70	0.63	1.54	-

Les valeurs de la probabilité de détection correspondent à celles du modèle nul (détection et occupation constante), les valeurs de la probabilité d'occupation correspondent à celles du modèle à occupation constante mais avec les covariables de détection sélectionnées à l'annexe 3; le coefficient de surdispersion représente la valeur du modèle global, selon des modèles d'occupation de sites à une saison. L'occurrence représente le ratio entre les sites où l'espèce était présente et le nombre de sites totaux.

^aLa probabilité de détection de cette espèce étant trop faible (0.05), les modèles ne s'ajustaient pas.

Tableau 1.7 Comparaison de la structure et de la composition de la végétation (moyenne \pm écart-type) entre les différents types d'habitats (séparateurs de coupe, îlots ≥ 15 ha, îlots < 15 ha, et massifs forestiers ≥ 30 km²) avec des ANOVA par permutations à un critère de classification et des tests post-hoc par permutations basés sur des comparaisons par paires.

Variables de la végétation	Séparateurs de coupe			ANOVA (valeurs de p)			
	0-<1m	1-<4m	4-<7m	Îlots <15 ha	Îlots ≥ 15 ha	Massifs forestiers	
Recouvrement par classe de hauteur	54.1 \pm 14.7	29.6 \pm 16.7 (A)	22.0 \pm 12.9	49.4 \pm 15.4	50.7 \pm 19.9	45.3 \pm 16.2	0.069
				29.2 \pm 19.5 (A)	25.2 \pm 14.0 (AB)	19.4 \pm 11.3 (B)	0.005*
				21.7 \pm 15.0	21.1 \pm 12.6	18.4 \pm 12.9	0.534
				16.7 \pm 12.5	17.1 \pm 11.7	17.0 \pm 11.5	0.998
				8.27 \pm 8.93	9.35 \pm 10.7	8.87 \pm 7.79	0.961
				0.95 \pm 2.37	2.10 \pm 4.44	0.73 \pm 1.97	0.190
Volume bois mort au sol/ha ^a	0.62 \pm 0.43 (A)	0.59 \pm 0.36 (A)	0.57 \pm 0.39 (A)	0.59 \pm 0.36 (A)	0.57 \pm 0.39 (A)	0.38 \pm 0.30 (B)	0.008*
	10-<15cm DHP	3.79 \pm 2.02 (A)	3.74 \pm 1.57 (A)	3.74 \pm 1.57 (A)	4.29 \pm 2.28 (AB)	5.07 \pm 2.10 (B)	0.003*
	15-<20cm DHP	7.69 \pm 5.11 (A)	8.93 \pm 6.54 (A)	8.93 \pm 6.54 (A)	9.18 \pm 4.65 (A)	12.6 \pm 8.55 (B)	0.002*
	≥ 20 cm DHP	5.24 \pm 3.34	6.07 \pm 3.22	6.07 \pm 3.22	6.54 \pm 3.97	6.8 \pm 5.01	0.220
Surface terrière (m ² /ha) par classe de dégradation	0.57 \pm 0.30 (A)	0.59 \pm 0.32 (A)	0.59 \pm 0.32 (A)	0.59 \pm 0.32 (A)	0.73 \pm 0.53 (A)	0.94 \pm 0.73 (B)	0.001*
	10-<15cm DHP	1.74 \pm 1.50	1.80 \pm 1.26	1.80 \pm 1.26	1.84 \pm 1.35	2.34 \pm 2.62	0.309
	15-<20cm DHP	1.27 \pm 1.15	1.67 \pm 1.18	1.67 \pm 1.18	1.33 \pm 1.32	1.05 \pm 1.39	0.096
	≥ 20 cm DHP	0.37 \pm 0.31	0.36 \pm 0.32	0.36 \pm 0.32	0.28 \pm 0.26	0.31 \pm 0.34	0.529
	15-<20cm DHP	1.21 \pm 1.07	1.17 \pm 1.17	1.17 \pm 1.17	0.95 \pm 0.99	0.80 \pm 0.84	0.171
	≥ 20 cm DHP	1.21 \pm 1.11	1.06 \pm 0.88	1.06 \pm 0.88	1.10 \pm 1.19	0.68 \pm 0.87	0.058
	sapin baumier	5.47 \pm 4.74	6.78 \pm 5.76	6.78 \pm 5.76	6.59 \pm 5.67	4.25 \pm 5.59	0.088
Surface terrière (m ² /ha)	épinette noire	12.5 \pm 5.03 (A)	12.7 \pm 5.99 (A)	12.7 \pm 5.99 (A)	13.3 \pm 6.50 (A)	16.6 \pm 7.77 (B)	0.005*
	bouleau blanc	0.28 \pm 0.65 (A)	0.52 \pm 0.85 (AB)	0.52 \pm 0.85 (AB)	0.78 \pm 1.63 (AB)	1.10 \pm 2.50 (B)	0.053*

* Les valeurs de p étant significatives à un seuil alpha de 0.05.

^a Le volume de bois mort au sol par hectare a été mesuré selon la formule de Van Wagner 1968.

^b Les classes de dégradations sont celles de Imbeau et Desrochers 2002b.

Tableau 1.8 Résultats des 5 meilleurs modèles d'occupation de sites à une saison pour les espèces du groupe focal et les prédateurs et des 5 meilleurs modèles linéaires mixtes généralisés avec une distribution de Poisson pour la richesse spécifique du groupe focal et les groupes familiaux. Les modèles référant à ceux décrits au tableau 1.5.

Espèce ou groupe d'espèces	Groupes focaux					Groupes familiaux				
	Modèle	K_i	QAICci	Δ_i	W_i	Modèle	K_i	QAICci	Δ_i	W_i
Richesse spécifique	SFP	5	722.45	0.00	0.30	-	-	-	-	-
	HAB	5	723.11	0.67	0.22	-	-	-	-	-
	HAB+SFP	6	723.72	1.27	0.16	-	-	-	-	-
	Local	4	724.11	1.67	0.13	-	-	-	-	-
	HAB+DIST	6	725.19	2.75	0.08	-	-	-	-	-
Grimpereau brun	Local	7	604.56	0.00	0.23	Local	3	110.04	0.00	0.24
	DIST	8	604.85	0.30	0.20	HAB	4	110.24	0.21	0.22
	DIST+HAB	9	605.30	0.74	0.16	DIST	4	111.02	0.98	0.15
	HAB	8	605.82	1.26	0.12	HAB+DIST	5	111.37	1.33	0.12
	SFP	8	605.84	1.28	0.12	SFP	4	111.37	1.34	0.12
Sittelle à poitrine rousse	Local	7	325.00	0.00	0.38	Local	3	125.25	0.00	0.31
	SFP	8	326.67	1.67	0.16	Nul	2	126.05	0.80	0.21
	DIST	8	326.80	1.80	0.15	SFP	4	126.63	1.38	0.16
	HAB	8	327.08	2.09	0.13	HAB	4	127.53	2.28	0.10
	Nul ^a	5	328.07	3.07	0.08	DIST	4	127.55	2.29	0.10
Roitelet à couronne dorée	SFP	6	490.26	0.00	0.46	HAB+DIST	5	64.57	0.00	0.27
	HAB+SFP	7	491.40	1.14	0.26	DIST	4	65.11	0.54	0.20
	Global	8	493.75	3.49	0.08	Nul	2	66.44	1.87	0.10
	HAB+DIST	7	494.08	3.82	0.07	HAB+SFP	5	66.54	1.98	0.10
	DIST	6	494.33	4.07	0.06	HAB	4	66.61	2.04	0.10

Tableau 1.8 Suite.

Espèces	Modèle	K_i	QAIC $_{ci}$	Δ_i	W_i
Mésange à tête brune	SFP	6	663.16	0.00	0.28
	HAB+SFP	7	663.71	0.55	0.21
	HAB+DIST	7	664.62	1.47	0.13
	Global	8	664.68	1.53	0.03
	DIST	6	665.62	2.46	0.08
Grive à dos olive	Local	7	881.00	0.00	0.29
	SFP	8	881.64	0.65	0.21
	HAB	8	881.97	0.97	0.18
	Dist	8	882.80	1.81	0.12
	HAB+SFP	9	883.64	2.64	0.08
Troglodyte des forêts	Local	7	347.17	0.00	0.26
	Dist	8	347.74	0.57	0.20
	HAB	8	347.88	0.71	0.19
	HAB+DIST	9	348.99	1.81	0.11
	SFP	8	349.27	2.09	0.09
Pic à dos noir	Nul ^b	3	133.76	0.00	0.33
	HAB+SFP	8	134.85	1.09	0.19
	Nul ^a	4	134.93	1.18	0.18
	Local	6	135.35	1.59	0.15
	DIST	7	136.53	2.78	0.08
Mésangeai du Canada	Local	7	452.19	0.00	0.44
	Global	10	452.62	0.43	0.36
	SFP	8	454.03	1.84	0.18
	Nul ^b	3	458.33	6.14	0.02
	Nul ^a	5	460.38	8.19	0.01
Écureuil roux	SFP	7	566.08	0.00	0.51
	HAB+SFP	8	567.73	1.65	0.22
	Global	9	569.13	3.05	0.11
	DIST	7	570.22	4.13	0.06
	Local	6	570.66	4.58	0.05

^a Ce modèle correspond à un modèle à occupation constante mais avec la méthode d'échantillonnage et le jour julien (ME + JJ) comme variable de détection pour la Sittelle à poitrine rousse, (ME) pour le Pic à dos noir et (ME + TLS) pour le Mésangeai du Canada

^b Ce modèle correspond à un modèle à occupation et à détection constante

Tableau 1.9 Valeurs prédites (β) des variables explicatives et leur erreur-type inconditionnelle (SE) pour la richesse spécifique du groupe focal, les espèces du groupe focal, les prédateurs et les groupes familiaux. Les variables en gras représentent celles dont l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas le zéro. Les variables sont décrites au tableau 1.3.

Espèce ou groupe d'espèces	Local		HAB ^a ($\beta \pm$ SE)	DIST ($\beta \pm$ SE)	SFP ($\beta \pm$ SE)	Année ($\beta \pm$ SE)
	($\beta \pm$ SE)	variable				
Groupe focal						
Richesse spécifique	0.022±0.008	STM*SFR	0.127±0.099	-	0.284±0.179	- ^b
Grimpereau brun	0.116±0.057	ST20p*SFR	0.678±0.832	0.132±0.110	1.967±2.302	0.642±0.858
Sittelle à poitrine rousse	0.111±0.083	ST20p*SFR	-	-0.040±0.071	1.619±2.556	-1.291±0.920
Roitelet à couronne dorée	0.123±0.056	STV*SFR	-0.285±1.194	-	19.62±11.08	1.441±0.794
Mésange à tête brune	-0.035±0.019	ST20p*SFR	0.791±0.552	-0.106±0.071	0.851±0.558	0.235±0.472
Troglodyte des forêts	2.690±2.025	volBMS*SFR	-0.941±0.872	0.099±0.087	-	0.324±0.810
Grive à dos olive	0.222±0.098	STM*SFR	-0.589±0.736	0.026±0.079	-1.356±1.285	0.427±0.590
Pic à dos noir	0.503±1.423	SFR	3.055±1.815	-	0.948±2.429	1.276±0.849
Groupes familiaux						
Grimpereau brun	-0.061±0.038	ST20p*SFR	1.466±0.936	0.165±0.091	-0.637±0.703	-
Sittelle à poitrine rousse	0.025±0.015	ST20p*SFR	-	-	-0.364±0.348	-
Roitelet à couronne dorée	0.037±0.019	STV*SFR	0.722±0.537	-0.069±0.061	0.525±1.113	-
Prédateurs						
Mésangeau du Canada	-0.071±0.034	ST20p*SFR	1.794±1.048	-0.235±0.175	-0.194±0.582	-0.443±3.681
Écureuil roux	0.065±0.038	STV*SFR	-0.451±0.805	-	5.579±3.495	-0.849±0.588

^a La variable représentant le type d'habitat a été codée 0 : Séparateurs de coupes et 1 : Îlots et massifs forestiers

^b L'année d'inventaire a été incluse en facteur aléatoire des modèles linéaires mixtes généralisés pour les analyses de la richesse spécifique du groupe focal d'espèces

Tableau 1.10 Valeurs prédites (β) des variables de détection et leur erreur-type inconditionnelle (SE) pour les espèces du groupe focal et les prédateurs. Les variables en gras représentent celles dont l'intervalle de confiance à 95% n'inclut pas le zéro.

Espèces	ME	JJ	TLS
Groupe focal			
Grimpereau brun	0.233±0.220	-	-0.002±0.002
Sittelle à poitrine rousse	0.629±0.289	0.058±0.020	-
Roitelet à couronne dorée	-	-0.041±0.023	-
Mésange à tête brune	0.923±0.218	-	-
Troglodyte des forêts	0.486±0.297	-	-0.004±0.002
Grive à dos olive	0.037±0.171	0.056±0.012	-
Pic à dos noir	0.522±0.553	-	-
Prédateurs			
Mésangeai du Canada	0.190±0.268	-	-0.002±0.002
Écureuil roux	-	-	-0.006±0.002

ME : méthode d'échantillonnage (points d'écoute ou repasse de chants), JJ : Jour Julien, TLS : Temps en minutes depuis le lever du soleil

ANNEXE A

Tableau A.1 Sélection de variables parmi les groupes de variables fortement corrélées, par la méthode de la sélection de modèles ($AICc$), pour la richesse spécifique et les espèces du groupe focal et les prédateurs. Les variables en caractère gras sont retenues pour représenter le groupe de variables dans les modèles.

Espèces	Contexte local		Contexte du paysage		Contexte régional	
	Variables ^a	$\Delta AICc$	Variables	$\Delta AICc$	Variables	$\Delta AICc$
Groupe focal						
Richesse spécifique	STMsfr	0.00	SFP500Ilot	0.00	DistLC30	0.00
	STVsfr	2.20	SFP500	0.22	DistE30	0.08
	ST20psfr	2.33	SFP1000Ilot	2.83	DistLC5	0.38
	SFR	2.86	SFP1000	3.21	DistE5	0.46
Grimpereau brun	ST20psfr	0.00	SFP500	0.00	DistLC5	0.00
	STMsfr	1.51	SFP500Ilot	0.34	DistE5	0.28
	SFR	8.22	SFP1000Ilot	1.14	DistE30	0.34
	STVsfr	8.50	SFP1000	1.47	DistLC30	0.35
Mésange à tête brune	ST20psfr	0.00	SFP1000	0.00	DistE5	0.00
	volBMSsfr	2.67	SFP1000Ilot	0.70	DistE30	0.25
	STVsfr	2.80	SFP500	1.07	DistLC30	0.49
	SFR	3.54	SFP500Ilot	1.45	DistLC5	1.23
Sittelle à poitrine rousse	ST20psfr	0.00	SFP500Ilot	0.00	DistLC30	0.00
	STMsfr	3.51	SFP500	0.84	DistE30	0.65
	STVsfr	4.45	SFP1000Ilot	1.55	DistE5	1.42
	SFR	10.87	SFP1000	1.89	DistLC5	1.43
Troglodyte des forêts	volBMSsfr	0.00	SFP1000	0.00	DistLC5	0.00
	STMsfr	2.46	SFP1000Ilot	0.64	DistE5	1.48
	ST20psfr	14.77	SFP500	1.01	DistE30	4.62
	SFR	18.98	SFP500 Ilot	1.37	DistLC30	4.75
Grive à dos olive	STMsfr	0.00	SFP500Ilot	0.00	DistLC5	0.00
	volBMSsfr	0.72	SFP500	0.23	DistE5	0.20
	ST20psfr	2.64	SFP1000Ilot	0.72	DistE30	1.07
	SFR	8.86	SFP1000	0.78	DistLC30	1.10

Tableau A.1 Suite.

Espèces	Contexte local		Contexte du paysage		Contexte régional	
	Variables	$\Delta AICc$	Variables	$\Delta AICc$	Variables	$\Delta AICc$
Groupe focal (suite)						
Roitelet à couronne dorée	STVsfr	0.00	SFP500Ilot	0.00	DistLC30	0.00
	ST20psfr	12.25	SFP500	0.84	DistLC5	0.01
	SFR	15.93	SFP1000Ilot	12.81	DistE30	0.09
	STMsfr	23.31	SFP1000	15.62	DistE5	0.09
Pic à dos noir	SFR	0.00	SFP500	0.00	DistLC30	0.00
	volBMSsfr	1.37	SFP500Ilot	0.40	DistE30	0.35
	STMsfr	2.27	SFP1000	0.51	DistE5	0.62
	STVsfr	3.54	SFP1000Ilot	0.68	DistLC5	1.49
Prédateurs						
Mésangeai du Canada	ST20psfr	0.00	SFP1000Ilot	0.00	DistE5	0.00
	STVsfr	3.60	SFP1000	0.04	DistLC5	0.41
	STMsfr	6.99	SFP500Ilot	0.05	DistLC30	0.64
	SFR	9.22	SFP500	0.08	DistE30	0.65
Écureuil roux	STVsfr	0.00	SFP500Ilot	0.00	DistLC30	0.00
	SFR	9.95	SFP500	2.09	DistE30	0.72
	ST20psfr	12.24	SFP1000Ilot	6.43	DistLC5	2.91
	STMsfr	18.74	SFP1000	9.12	DistE5	3.13

^aPour les variables du contexte local, seules les 4 premières variables du groupe de variables ont été montrées

Tableau A.2 Sélection de variables parmi les groupes de variables fortement corrélées, par la méthode de la sélection de modèles ($AICc$) pour l'abondance des groupes familiaux. Les variables en caractère gras sont retenues pour représenter le groupe de variables dans les modèles. Les variables sont décrites au tableau 1.3.

Espèces	Contexte local		Contexte du paysage		Contexte régional	
	Variables ^a	$\Delta AICc$	Variables	$\Delta AICc$	Variables	$\Delta AICc$
Roitelet à couronne dorée	STV_{sfr}	0.00	SFP500mSansLs	0.00	DistE5	0.00
	STM _{sfr}	5.25	SFP500m	0.34	DistLC5	0.87
	SFR	5.31	SFP1kmSansLs	1.15	DistLC30	1.27
	ST20psfr	6.04	SFP1km	1.49	DistE30	1.38
Sittelle à poitrine rousse	ST20psfr	0.00	SFP1km	0.00	DistE5	0.00
	STM _{sfr}	1.83	SFP1kmSansLs	0.45	DistLC5	0.13
	volBMSsfr	2.03	SFP500m	1.28	DistLC30	0.14
	SFR	2.73	SFP500mSansLs	1.34	DistE30	0.15
Grimpereau brun	ST20psfr	0.00	SFP1km	0.00	Dist30	0.00
	STV _{sfr}	0.89	SFP1kmSansLs	0.00	Dist5	0.18
	volBMSsfr	1.40	SFP500mSansLs	0.14	DistLC5	0.67
	SFR	1.90	SFP500m	0.15	DistLC30	0.79

^aPour les variables du contexte local, seules les 4 premières variables du groupe de variables ont été montrées

Tableau A.3 Sélection de variables de détection des modèles d'occupation de sites à une saison par la méthode de la sélection de modèles (*AICc*) pour les espèces du groupe focal et les prédateurs. Les modèles en caractère gras ont été sélectionnés.

Espèces	Variables de détection	$\Delta AICc$
Groupe focal		
Gimpereau brun	ME + TLS	0.00
	ME	0.05
	ME + JJ	1.83
Mésange à tête brune	ME	0.00
	ME + JJ	1.85
	ME + TLS	2.03
Sittelle à poitrine rousse	ME + JJ	0.00
	ME	26.22
	ME + TLS	26.73
Troglodyte des forêts	ME + TLS	0.00
	ME	7.67
	ME + JJ	7.97
Grive à dos olive	ME + JJ	0.00
	ME + TLS	9.95
	ME	24.02
Roitelet à couronne dorée	JJ	0.00
	TLS	2.10
Pic à dos noir	ME	0.00
	ME + TLS	1.34
	ME + JJ	1.78
Prédateurs		
Mésangeais du Canada	ME + TLS	0.00
	ME	0.24
	ME + JJ	1.95
Écureuil roux	TLS	0.22
	JJ	18.36

ME : méthode d'échantillonnage (points d'écoute ou repasse de chants),
 JJ : Jour Julien, TLS : Temps en minutes depuis le lever du soleil

CONCLUSION GÉNÉRALE

Les objectifs de cette étude étaient d'évaluer les effets de la forme et de la taille de la forêt âgée résiduelle dans les agglomérations de coupes et de leur distance aux grands massifs forestiers sur un groupe focal d'espèces inféodées aux forêts âgées. Ainsi, nous avons prévu que 1) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels sous forme d'îlot que de séparateurs de coupe; 2) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels plus leur taille est grande et 3) les espèces du groupe focal occuperont davantage les habitats résiduels situés près des massifs forestiers. D'ailleurs, puisque la sélection de l'habitat ne résulte pas toujours en l'occupation d'un habitat de qualité, nous avons également évalué ces objectifs sur un indice de l'activité reproductrice des espèces du groupe focal, soit l'abondance de groupes familiaux. Par contre, puisque les espèces sélectionnent leur habitat selon des processus écologiques agissant à plusieurs échelles spatiales, nous avons également mesuré la réponse du groupe d'espèces focales à des variables des échelles locales et du paysage.

Les résultats de cette étude montrent que la forme et la taille des habitats résiduels ainsi que leur distance aux massifs forestiers ne semblent pas contraindre l'occupation des habitats résiduels des paysages aménagés ou l'activité reproductrice des espèces du groupe focal. L'occupation des habitats résiduels et l'activité reproductrice des espèces d'oiseaux associées aux forêts âgées sont davantage influencés par la structure de la végétation à l'échelle locale. Ces résultats montrent donc l'importance d'inclure des variables aux échelles spatiales affectant potentiellement les organismes dans les analyses mesurant l'occupation de l'habitat.

Importance de la forêt résiduelle des agglomérations de coupes

Un résultat important de cette étude est le fait que les espèces aviaires associées aux forêts âgées occupent autant les séparateurs de coupes que les îlots et les massifs forestiers. D'ailleurs, en plus de constituer de l'habitat pour ces espèces, la configuration spatiale en réseaux des séparateurs de coupes et des bandes riveraines pourrait permettre d'assurer la connectivité dans les paysages aménagés. Toutefois, selon l'article 75 du Règlement sur les normes d'intervention (RNI) dans les forêts du domaine de l'État (Gouvernement du Québec 2014b), les séparateurs de coupe peuvent être récoltés lorsque la régénération des aires de coupes adjacentes a atteint 3 m de hauteur. Par contre, la régénération de 3 m de hauteur ne représente pas de l'habitat pour les espèces aviaires associées aux forêts âgées (Imbeau et al. 1999, Drapeau et Imbeau 2006, Rioux 2006) puisqu'il n'y a pas les attributs structuraux des forêts âgées telle la présence d'arbres morts ou d'arbres de forts diamètres. Par ailleurs, il se peut que la régénération de 3 m de hauteur soit un environnement moins perméable aux mouvements des organismes que la forêt âgée résiduelle et ne permettrait donc pas d'assurer la connectivité des paysages aménagés autant que le réseau d'habitats linéaires. Par exemple, en forêt boréale de l'Alberta, Robichaud et al. (2002) ont montré que des espèces aviaires spécialistes des forêts âgées utilisaient les bandes riveraines et non la régénération pour leurs déplacements, même lorsque celle-ci avait atteint 1,7 m de hauteur. De plus, Villard et Haché (2012) ont montré que même une plantation de conifères pouvait imposer une résistance aux mouvements de la Paruline couronnée, qui est associée à la forêt feuillue, puisqu'une plantation de conifères ne constitue pas son habitat.

Autres espèces indicatrices de l'altération des paysages forestiers

Cette étude montre qu'une stratégie de rétention combinant des massifs de forêts aux habitats résiduels, sous forme de séparateurs de coupe, de bandes riveraines et d'îlots, paraît prometteuse pour le maintien des populations d'oiseaux associés aux forêts âgées, du moins pour le spectre de distance aux massifs analysé (0-15 km). Par contre,

il se peut que d'autres espèces ou groupes d'espèces soient plus sensibles à la fragmentation de la forêt par les grandes agglomérations de coupes à d'autres échelles spatiales (Drapeau et al. 2008). Par exemple, le Caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), une espèce qui a un très grand domaine vital (environ 1000 km²; Équipe de rétablissement du Caribou forestier du Québec 2013a) et donc qui répond à une échelle spatiale beaucoup plus large que les oiseaux forestiers, nécessite des grands massifs de forêts de l'ordre de 1000 km² pour avoir une probabilité de présence d'au moins 80% (Lemerise 2011, Équipe de rétablissement du Caribou forestier du Québec 2013b). Cette espèce a d'ailleurs une probabilité de présence très faible dans les aires aménagées (Rudolf et al. 2012). De plus, les lichens épiphytes, qui répondent à une échelle spatiale plus fine que les oiseaux forestiers, seraient peut-être plus susceptibles de ressentir la variation des conditions environnementales dans les habitats de bordure (Drapeau et al. 2008). Ainsi, Rheault et al. (2003) et Boudreault et al. (2008) ont montré que la biomasse de lichens épiphytes augmentait en fonction de la distance aux bordures, et ce jusqu'à des distances de 50 m et de 30 m, respectivement.

Études futures

Pour des études futures, il serait intéressant de mesurer s'il y a une différence dans le succès reproducteur et le taux de prédation entre les habitats résiduels et les massifs forestiers et de mesurer si les espèces ayant un plus grand territoire, soit la Mésange à tête brune, le Grimpereau brun, le Pic à dos rayé et le Pic à dos noir utilisent préférentiellement les îlots par rapport aux séparateurs de coupe pour la nidification. Il serait également intéressant de mesurer la dynamique de sénescence des habitats résiduels pour évaluer leur persistance dans le temps.

Références pour l'introduction générale et la conclusion générale

- Amos, J. N., K. A. Harrisson, J. Q. Radford, M. White, G. Newell, R. Mac Nally, P. Sunnuncks, et A. Pavlova. 2014. Species- and sex-specific connectivity effects of habitat fragmentation in a suite of woodland birds. *Ecology* **95**:1556-1568.
- Anderson, C. D., B. K. Epperson, M.-J. Fortin, R. Holderegger, P. M. A. James, M. S. Rosenberg, K. T. Scribner, et S. Spear. 2010. Considering spatial and temporal scale in landscape-genetic studies of gene flow. *Molecular Ecology* **19**:3565-3575.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* **71**:355–366.
- Andrén, H., A. Delin, et A. Seiler. 1997. Population response to landscape changes depends on specialization to different landscape elements. *Oikos* **80**:193–196.
- Baguette, M. 2004. The classical metapopulation theory and the real, natural world: a critical appraisal. *Basic and Applied Ecology* **5**:213-224.
- Bakker, V. J., et D. H. Van Vuren. 2004. Gap-crossing decisions by the red squirrel, a forest-dependent small mammal. *Conservation Biology* **18**:689-697.
- Bayne, E. M., et K. A. Hobson. 2001. Effects of habitat fragmentation on pairing success of Ovenbirds: importance of male age and floater behavior. *The Auk* **118**:380-388.
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc, et S. Gauthier. 1999. Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: stand- and forest-level considerations. *The Forestry Chronicle* **75**:49–54.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. D. Harvey, et S. Gauthier. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the canadian boreal forest. *Silva Fennica* **36**: 81–95.
- Blondel, J. 1995. *Biogéographie, approche écologique et évolutive*. édition Masson, Paris, France.
- Boudreault, C., Y. Bergeron, P. Drapeau, et L. M. López. 2008. Edge effects on epiphytic lichens in remnant stands of managed landscapes in the eastern boreal forest of Canada. *Forest Ecology and Management* **255**:1461-1471.

- Buford, E. W., et D. E. Capen. 1999. Abundance and productivity of forest songbirds in a managed, unfragmented landscape in Vermont. *The Journal of Wildlife Management* **63**:180–188.
- Connor, E. F., et E. D. McCoy. 1979. The statistics and biology of the species-area relationship. *The American Naturalist* **113**:791–833.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron, et C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**:519–524.
- Desrochers, A., et S. J. Hannon. 1997. Gap crossing decisions by forest songbirds during the post-fledging period. *Conservation Biology* **11**:1204–1210.
- De Grandpré, L., S. Gauthier, C. Allain, D. Cyr, S. Pérignon, A. Thu Pham, D. Boucher, J.U. Morissette, G. Reyes, T. Aakala, et T. Kuuluvainen. 2008. Vers un aménagement écosystémique de la forêt boréale de la Côte-Nord : régime des perturbations et dynamique naturelle. Pages 241-268 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, éditeurs. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.
- Dolman, P. M. 2012. Mechanisms and processes underlying landscape structure effects on bird populations. Pages 93-125 dans R. J. Fuller, éditeur. *Birds and habitat. Relationships in changing landscapes*. Cambridge University press, New-York, USA.
- Drapeau, P., A. Leduc, Y. Bergeron, S. Gauthier, et J. Savard. 2003. Les communautés d'oiseaux des vieilles forêts de la pessière à mousses de la ceinture d'argile: problèmes et solutions face à l'aménagement forestier. *The Forestry Chronicle* **79**:531–540.
- Drapeau, P., et L. Imbeau. 2006. Conséquences et risques potentiels inhérents à la récolte des forêts résiduelles laissées depuis 1988 au sein de grands parterres de coupe pour la faune associée aux forêts matures. Avis scientifique présenté à la direction de l'aménagement de la faune de l'Abitibi-Témiscamingue, Ministère des ressources naturelles et de la faune, 35 p.
- Drapeau, P., A. Leduc, D. D. Kneeshaw, et S. Gauthier. 2008. Paramètres à considérer pour le suivi de l'approche écosystémique dans une perspective d'aménagement adaptatif en pessière à mousses. Pages 361-392 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, éditeurs. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.

- Drapeau, P., A. Leduc, et Y. Bergeron. 2009. Bridging ecosystem and multiple species approaches for setting conservation targets in managed boreal landscapes. Pages 129-160 dans M.-A. Villard, et B.-G. Jonsson, éditeurs. Setting conservation targets in managed forest landscapes. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013a. Plan de rétablissement du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) au Québec - 2013-2023, produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs du Québec, Faune Québec, 110 p.
- Équipe de rétablissement du caribou forestier du Québec. 2013b. Lignes directrices pour l'aménagement de l'habitat du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*), produit pour le compte du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, 24 p. + 1 annexe.
- Fahrig, L. 2003. Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **34**:487–515.
- Fahrig, L. 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* **40**:1649–1663.
- Favorel, D. 2015. Analyse de la fragmentation et de la connectivité en forêt boréale au cours du temps. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Fischer, J., et D. B. Lindenmayer. 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* **16**: 265-280.
- Flaspohler, D. J., T. A. Stanley, et R. N. Rosenfield. 2001. Species-specific edge effects on nest success and breeding bird density in a forested landscape. *Ecological Applications* **11**:32–46.
- Fletcher, R. J. 2009. Does attraction to conspecifics explain the patch-size effect? An experimental test. *Oikos* **118**:1139–1147.
- Foley, J. A., R. DeFries, G. P. Asner, C. Barford, G. Bonan, S. R. Carpenter, F. S. Chapin, M. T. Coe, G. C. Daily, H. K. Gibbs, J. H. Helkowski, T. Holloway, E. A. Howard, C. J. Kucharik, C. Monfreda, J. A. Patz, I. C. Prentice, N. Ramankutty, et P. K. Snyder. 2005. Global consequences of land use. *Science* **309**:570-574.
- Forman, R. T. T., et M. Godron. 1981. Patches and structural components for a landscape ecology. *BioScience* **31**:733–740.

- Fuller, R. J. 2012. The bird and its habitat: an overview of concepts. Pages 37-62 dans R. J. Fuller, éditeur. *Birds and habitat. Relationships in changing landscapes*. Cambridge University press, New-York, USA.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, D. D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau, et D. Paré. 2008. Aménagement forestier écosystémique : origines et fondements. Pages 13-40 dans S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron, éditeurs. *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, Québec, Canada.
- Gibbs, J. P., et J. Faaborg. 1990. Estimating the viability of Ovenbird and Kentucky Warbler populations in forest fragments. *Conservation Biology* **4**:193–196.
- Gouvernement du Québec 2014a. Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (chapitre A-18.1).
- Gouvernement du Québec 2014b. Règlement sur les normes d'intervention dans les forêts du domaine de l'État. chapitre A-18.1, r. 7. Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (chapitre A-18.1, a. 38, 39 et 44). Loi sur la conservation et la mise en valeur de la faune (chapitre C-61.1, a. 128.6 et 128.18).
- Guivier, E., M. Galan, Y. Chaval, A. Xuéreb, A. R. Salvador., M.-L. Poulle, L. Voutilainen, H. Henttonen, N. Charbonnel, et J. F. Cosson. 2011. Landscape genetics highlights the role of bank vole metapopulation dynamics in the epidemiology of Puumala hantavirus. *Molecular Ecology* **20**:3569-3583.
- Haila, Y. 1983. Land birds on northern islands: a sampling metaphor for insular colonization. *Oikos* **41**:334–351.
- Haila, Y., I. K. Hanski, et S. Raivio. 1993. Turnover of breeding birds in small forest fragments: the “sampling” colonization hypothesis corroborated. *Ecology* **74**:714–725.
- Haila, Y. 2002. A conceptual genealogy of fragmentation research: from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* **12**:321–334.
- Hanski, I. 2004. Metapopulation theory, its use and misuse. *Basic and Applied Ecology* **5**:225–229.
- Hanski, I., et M. Gilpin. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. *Biological Journal of the Linnean Society* **42**:3–16.

- Hanski, I., et O. Ovaskainen. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* **404**:755-758.
- Hanski, I., et O. Ovaskainen. 2003. Metapopulation theory for fragmented landscapes. *Theoretical Population Biology* **64**:119–127.
- Harrison, K. A., A. Pavlova, J. N. Amos, N. Takeuchi, A. Lill, J. Q. Radford, et P. Sunnucks. 2012. Fine-scale effects of habitat loss and fragmentation despite large-scale gene flow for some regionally declining woodland bird species. *Landscape Ecology* **27**:813-827.
- Helle, P. 1985. Effects of forest fragmentation on bird densities in northern boreal forests. *Ornis Fennica* **62**:35–41.
- Imbeau, L., J.-P. L. Savard, et R. Gagnon. 1999. Comparing bird assemblages in successional black spruce stands originating from fire and logging. *Canadian Journal of Zoology* **77**:1850–1860.
- Imbeau, L., M. Mönkkönen, et A. Desrochers. 2001. Long-term effects of forestry on birds of the eastern canadian boreal forests : a comparison with fennoscandia. *Conservation Biology* **15**:1151–1162.
- Johnson, M. D. 2007. Measuring habitat quality: a review. *The Condor*, **109**:489-504.
- Kneeshaw, D. D., A. Leduc, P. Drapeau, S. Gauthier, D. Paré, R. Carignan, R. Doucet, L. Bouthillier, et C. Messier. 2000. Development of integrated ecological standards of sustainable forest management at an operational scale. *The Forestry Chronicle* **76**:481–493.
- Koper, N., F. K. A. Schmiegelow, et E. H. Merrill. 2007. Residuals cannot distinguish between ecological effects of habitat amount and fragmentation: implications for the debate. *Landscape Ecology* **22**:811–820.
- Lemerise, R. 2011. Évaluation de la valeur des massifs de forêt résiduelle pour la conservation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*). Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.
- Leroy, C. 2014. Croissance juvénile après coupe de la pessière noire à mousses de la ceinture d'argile: une comparaison entre croissances passées et actuelles. Mémoire de maîtrise. Université du Québec à Montréal, Montréal, Québec.
- Levins, R. 1969. Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America* **15**:237-240.

- Machtans, C. S., M. Villard, et S. J. Hannon. 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology* **10**:1366–1379.
- MacArthur, R. H., et E. O. Wilson. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Manel, S., M. K. Schwartz, G. Luikart, et P. Taberlet. 2003. Landscape genetics: combining landscape ecology and population genetics. *TRENDS in Ecology and Evolution* **18**:189-197.
- Manel, S., O. E. Gaggiotti, et R. S. Waples. 2005. Assignment methods: matching biological questions with appropriate techniques. *TRENDS in Ecology and Evolution* **20**:136-142.
- Manolis, J. C., D. E. Andersen, et F. J. Cuthbert. 2002. Edge effects on nesting success of ground nesting birds near regeneration clearcuts in a forest-dominated landscape. *The Auk* **119**:995–970.
- Mönkkönen, M., et P. Reunanen. 1999. On critical thresholds in landscape connectivity: a management perspective. *Oikos* **84**:302–305.
- Pavlacky Jr, D. C., H. P. Possingham, A. J. Lowe, P. J. Prentis, D. J. Green, et A. W. Goldizen. 2012. Anthropogenic landscape change promotes asymmetric dispersal and limits regional patch occupancy in a spatially structure bird population. *Journal of Animal Ecology* **81**: 940-952.
- Perron, N. 2003. Peut-on et doit-on s'inspirer de la variabilité naturelle des feux pour élaborer une stratégie écosystémique de répartition des coupes à l'échelle du paysage? Le cas de la pessière noire à mousses de l'ouest au Lac-Saint-Jean. Thèse de doctorat. Université Laval, Québec, Québec.
- Pimm, S. L. et P. Raven. 2000. Extinction by numbers. *Nature* **403**:843-845.
- Rheault, H., P. Drapeau, Y. Bergeron, et P. A. Esseen. 2003. Edge effects on epiphytic lichens in managed black spruce forests of eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research*. **33**: 23-32.
- Rioux, J. 2006. Effets de la coupe avec la protection des petites tiges marchandes (CPPTM) et de la coupe avec la protection de la haute régénération et des sols (CPHRS) sur la faune de la pessière noire à mousses de l'est. Mémoire de maîtrise. Université Laval, Québec, Québec.

- Roberge, J.-M., et P. Angelstam. 2009. Selecting species to be used as tools in the development of forest conservation targets. Pages 109-128 dans M.-A. Villard, et B.-G. Jonsson, éditeurs. *Setting conservation targets in managed forest landscapes*. Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Robichaud, I., M.-A. Villard, et C. S. Machtans. 2002. Effects of forest regeneration on songbird movements in a managed forest landscape of Alberta, Canada. *Landscape Ecology* **17**:247–262.
- Robinson, S. K., F. R. Thompson, T. M. Donovan, D. R. Whitehead, et J. Faaborg. 1995. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. *Science* **267**:1987–1990.
- Rudolph, T. D., P. Drapeau, M.-H. St-Laurent et L. Imbeau. 2012. Situation du caribou forestier (*Rangifer tarandus caribou*) sur le territoire de la Baie James dans la région Nord-du-Québec. Rapport scientifique présenté au Ministère des ressources naturelles et de la faune et au Grand Conseil des Cris (Eeyou Istchee). Montréal, Québec, 77p.
- Schmiegelow, F. K. A., et M. Mönkkönen. 2002. Habitat loss and fragmentation in dynamic landscapes: avian perspectives from the boreal forest. *Ecological Applications* **12**:375–389.
- Segelbacher, G., S. A. Cushman, B. K. Epperson, M.-J. Fortin, O. Francois, O. J. Hardy, R. Holderegger, P. Taberlet, L. P. Waits, et S. Manel. 2010. Applications of landscape genetics in conservation biology: concepts and challenges. *Conservation Genetics* **11**:375-385.
- Simberloff, D. S. 1974. Equilibrium theory of island biogeography and ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* **5**:161–182.
- Simberloff, D. S., et L. G. Abele. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science* **191**:285–286.
- Smith, A. C., N. Koper, C. M. Francis, et L. Fahrig. 2009. Confronting collinearity: comparing methods for disentangling the effects of habitat loss and fragmentation. *Landscape Ecology* **24**:1271–1285.
- Trzcinski, K. M., L. Fahrig, et G. Merriam. 1999. Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications* **9**:586–593.
- Turner, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* **20**:171–197.

- van der Ree, R., A. F. Bennett, et D. C. Gilmore. 2003. Gap-crossing by gliding marsupials: thresholds for use of isolated woodland patches in an agricultural landscape. *Biological Conservation* **115**:241-249.
- Vandergast, A. G., A. J. Bohonak, D. B. Weissman, et R. N. Fisher. 2007. Understanding the genetic effects of recent habitat fragmentation in the context of evolutionary history: phylogeography and landscape genetics of a southern California endemic Jerusalem cricket (Orthoptera: Stenopelmatidae: *Stenopelmatus*). *Molecular Ecology* **16**:977-992.
- Villard, M.-A., P. R. Martin, et C. G. Drummond. 1993. Habitat fragmentation and pairing success in the Ovenbird (*Seiurus aurocapillus*). *The Auk* **110**:759-768.
- Villard, M.-A., et B. G. Jonsson. 2009. Tolerance of focal species to forest management intensity as a guide in the development of conservation targets. *Forest Ecology and Management* **258**:S142-S145.
- Villard, M.-A. et S. Haché. 2012. Conifer plantations consistently act as barriers to movement in a deciduous forest songbird: a translocation experiment. *Biological Conservation* **155**:33-37.
- Vuilleumier, F. 1970. Insular biogeography in continental regions. I. The northern Andes of South America. *The American Naturalist* **104**:373-388.
- Whitcomb, B. L., R. F. Whitcomb, et D. Bystrak. 1977. Long-term turnover and effects of selective logging on the avifauna of forest fragments. *American Birds* **31**:17-23.
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities. Volume 2. Processes and variations.* Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Wiens, J. A. 1995. Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis* **137**:S97-S104.